



Universidade de Aveiro Departamento de Ambiente e Ordenamento
2000

Maria José
Valinhas

MODELAÇÃO DA DEPOSIÇÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS:

Aplicação ao Conceito de Cargas Críticas

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Poluição Atmosférica, realizada sob a orientação científica do Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego, Professor Catedrático do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Juri

Presidente	Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego Professor Catedrático da Universidade de Aveiro (orientador)
Vogais	Doutor Francisco Manuel Souto de Gonçalves Abreu Professor Associado do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda Professora Auxiliar da Universidade de Aveiro

Agradecimentos

Ao GEMAC (Grupo de Emissões e Modelação das Alterações Climáticas) que possibilitou a realização deste trabalho, em especial ao Professor Borrego pelo seu apoio e orientação. Aos colegas do Grupo de Investigação que me acompanharam neste trajecto, nomeadamente ao Nelson Barros pelo seu contributo directo e sugestões decisivas à conclusão deste trabalho e à Oxana pelas conversas sobre estatística. Também uma palavra de apreço à Cristina Carvalho pela sua leitura atenta e crítica deste trabalho e, especialmente pela sua disponibilidade e amizade.

Ao Professor Casimiro Pio e ao colega Manuel Feliciano pela disponibilização dos dados experimentais de deposição, fundamentais à parametrização do módulo de deposição do sistema MAR.

Ao IDAD (Instituto do Ambiente e Desenvolvimento) pela disponibilização de tempo e equipamento indispensáveis à finalização deste trabalho. Ao Miguel Coutinho pelas conversas construtivas acerca desta dissertação.

Ao Keith Bull (ITE), Marianne Weismann (RIVM) e Isaura Rabágo (CIEMAT) pela informação tão prontamente enviada que possibilitou a aplicação da metodologia de cargas críticas. Também ao Steve Cinderby (SEI) e Johan Kuylenstierna (SEI) pela sua disponibilidade nos esclarecimentos via e-mail sobre a sensibilidade dos ecossistemas à deposição ácida.

Ao contributo financeiro do PRAXIS XXI pelo Projecto AMAZOC (Contrato PRAXIS XXI nº 3/3.2/AMB/38/94) e da JNICT/DGA pelo Projecto Circulações Atmosféricas e a Produção Fotoquímica na Região de Lisboa (contrato JNICT/DGA PEAM/P/AMA/603/95).

Aos meus pais e aos pais Valença Pinto por todo o apoio.

Ao Luís e à Helena, por tudo...

Resumo

A deposição de poluentes atmosféricos no ambiente é a causa de alguns problemas actuais: a acidificação, a eutrofização e indirectamente, o ozono troposférico. Associada a esta problemática surge o conceito de cargas/níveis críticos, largamente aceite na Europa como base para estratégias de controle de poluição. Para a aplicação desta metodologia é necessário estimar a deposição atmosférica nos ecossistemas.

Assim, efectuou-se neste trabalho a parametrização do módulo de deposição do sistema de modelos MAR. Este é um sistema que está vocacionado para a simulação do transporte, dispersão e remoção de poluentes, incluindo a produção de ozono, em condições de circulações de mesoscala. A parametrização da resistência de superfície foi aplicada à região de Lisboa e o desempenho do modelo foi avaliado com dados experimentais de deposição observados na área em estudo.

A primeira parte deste trabalho reflecte o estados actual dos conhecimentos sobre deposição atmosférica, seus mecanismos, técnicas de medição e modelação. Apresenta-se o enquadramento da deposição no conceito de cargas críticas, bem como as metodologias actualmente usadas na sua estimativa.

A campanha experimental LisbEx 97 e a aplicação do sistema MAR IV com a parametrização da resistência de superfície permitiram o conhecimento da deposição do ozono troposférico, poluente em análise, na região em estudo. Ficou evidenciada a influência da parametrização efectuada através dos resultados do modelo que apresentam uma boa concordância com os dados observados. A aplicação de um método empírico possibilitou a estimativa de cargas críticas de acidificação para Portugal Continental. O mapa obtido mostra que cerca de 70% do território se encontra nas áreas mais sensíveis o que realça a necessidade da aplicação deste conceito actual.

O estudo agora apresentado contribui para o conhecimento da deposição atmosférica e para o desenvolvimento da aplicação dos limites críticos, metodologia essencial para um desenvolvimento sustentável. No entanto, ressalta-se a necessidade de aprofundar o estudo da deposição e da aplicação de outras metodologias de estimativa de cargas críticas.

Abstract

The deposition of pollutants from the atmosphere to ecosystems is the cause of some present environmental problems: acidification, eutrophication and, indirectly, ground level ozone. Related with these issues is the critical loads/levels concept, widely accepted in Europe as basis for pollution control strategies. The knowledge of atmospheric deposition on atmospheric ecosystems is needed to setup this methodology.

Therefore, it was done in this work a parameterisation of the deposition module of the system of models MAR IV. This system is adequate to simulate the transport, dispersion and removal of pollutants, including ozone production for mesoscale application. The surface resistance parameterisation was applied to Lisbon region and the model's performance was assessed with deposition experimental data observed in the study area.

The first part of the work was focused in the state of the art about atmospheric deposition, their mechanisms, measuring techniques and modelling. The framing of deposition on the critical loads concept is presented, as well as, up-to-date methodologies for its estimate.

The fieldwork LisbEx 97 and the application of MAR IV System allowed the knowledge of ground level ozone in the study area. The influence of parameterisation became evident with the good fit between modelled results and measured data. An empirical method was applied to estimate critical loads for acidity for continental Portugal. The results show that around 70% of the country are in sensitive areas reinforcing the need for the application of this concept.

This study is an important contribution to the knowledge of atmospheric deposition and critical thresholds development, a fundamental methodology for sustainable development. Nevertheless, more work must be done to deepen the deposition study and to the application of other methodologies to critical loads estimates.

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	A DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA	5
2.1	EVOLUÇÃO HISTÓRICA DA INVESTIGAÇÃO SOBRE DEPOSIÇÃO	6
2.2	EMIÇÃO, TRANSFORMAÇÃO E TRANSPORTE.....	9
2.2.1	<i>Compostos acidificantes</i>	<i>10</i>
2.2.2	<i>Ozono troposférico.....</i>	<i>13</i>
2.3	PROCESSOS DE DEPOSIÇÃO	17
2.3.1	<i>Influência dos factores meteorológicos na deposição</i>	<i>17</i>
2.3.2	<i>Deposição húmida</i>	<i>18</i>
2.3.3	<i>Deposição seca</i>	<i>20</i>
2.4	MODELAÇÃO DA DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA	27
2.4.1	<i>Situação actual</i>	<i>27</i>
2.4.2	<i>Tratamento do processo de deposição no sistema MAR IV</i>	<i>29</i>
3	RELAÇÃO ENTRE A DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA E CARGAS CRÍTICAS.....	41
3.1	ENQUADRAMENTO/ANTECEDENTES	41
3.2	CARGAS/NÍVEIS CRÍTICOS	43
3.2.1	<i>O conceito</i>	<i>43</i>
3.2.2	<i>Sequência para a aplicação de cargas críticas</i>	<i>45</i>
3.2.3	<i>Metodologias para o cálculo das cargas/níveis críticos.....</i>	<i>47</i>
3.3	A DEPOSIÇÃO NO CONCEITO DE CARGAS CRÍTICAS	51
4	APLICAÇÃO DA MODELAÇÃO DA DEPOSIÇÃO A UM ECOSISTEMA COSTEIRO	53
4.1	A IMPORTÂNCIA DAS ZONAS COSTEIRAS NA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	53
4.2	AS CAMPANHAS EXPERIMENTAIS NAS ZONAS COSTEIRAS	54
4.2.1	<i>A área de estudo da campanha LisbEx 97</i>	<i>55</i>
4.2.2	<i>Estrutura da campanha experimental</i>	<i>59</i>
4.2.3	<i>Tratamento e análise dos resultados</i>	<i>66</i>
4.3	APLICAÇÃO DO SISTEMA MAR IV AO LITORAL PORTUGUÊS	71
4.3.1	<i>Análise dos resultados</i>	<i>73</i>
4.3.2	<i>Validação com base em dados reais</i>	<i>79</i>
5	ESTIMATIVA DE CARGAS CRÍTICAS PARA PORTUGAL CONTINENTAL.....	93
5.1	O MÉTODO EMPÍRICO VS A EQUAÇÃO DE BALANÇO MÁSSICO SIMPLES	93
5.2	AS EXIGÊNCIAS DA EQUAÇÃO DO BALANÇO MÁSSICO SIMPLES	94
5.3	O MÉTODO DO STOCKHOLM ENVIRONMENT INSTITUTE.....	96
5.4	APLICAÇÃO DO MÉTODO EMPÍRICO AO CASO PORTUGUÊS.....	97
6	CONCLUSÕES	101
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105
	ANEXOS	111

Lista de Figuras

Figura 2.1 – Poluentes atmosféricos, causas e efeitos.	5
Figura 2.2 – Representação esquemática dos processos de deposição.....	8
Figura 2.3 – Química atmosférica relevante para os poluentes acidificantes (adaptado de Borrel <i>et al</i> , 1997).	12
Figura 2.4 – Variação do desenvolvimento da camada limite ao longo do dia (adaptado de Stull, 1988).	18
Figura 2.5 – Processo de deposição húmida (adaptado de Erisman and Draaijers, 1995).	19
Figura 2.6 – Processo de deposição seca (adaptado de Erisman and Draaijers, 1995)....	20
Figura 2.7 – Esquema representativo do modelo das resistências ou “Big leaf”.	22
Figura 2.8 – O modelo de Avaliação Integrada (adaptado de UNECE, 1999).	28
Figura 2.9 – Representação esquemática do Sistema MAR.	29
Figura 3.1 – Cargas críticas e estratégias de redução (adaptado de UBA, 1996).	43
Figura 3.2 – Representação de cargas críticas como relação dose-efeito (adaptado de Bull, 1992).	44
Figura 3.3 – Exemplo gráfico de cálculo do AOT40. Valores de ozono observados na estação de Santiago do Cacém a 27 de Julho de 1996. Note-se que os valores sombreados têm peso zero (adaptado de Barros, 1999).	48
Figura 3.4 – Esquema de cálculo de cargas críticas por balanço mássico.	50
Figura 3.5 – Cadeia causa-efeito relacionada com a acidificação e exposição ao ozono (adaptado de Erisman, 1995).	51
Figura 4.1 – Domínio de estudo.	55
Figura 4.2 – Localização das estações meteorológicas automáticas (ver Quadro 4.3).	61
Figura 4.4 – Localização das estações de monitorização da qualidade do ar (ver Quadro 4.4).	64
Figura 4.5 – Aspecto da área de estudo em Baldios - Julho 1997.	65
Figura 4.6 – Valor médio horário, máximo, mínimo e percentil 98 no período da campanha.	68
Figura 4.7 – Valores médios diários no período da campanha.	68
Figura 4.8 – Fluxo de deposição médio diário de ozono na campanha LisbEx 97 em Baldios.	69
Figura 4.10 – Velocidade de deposição média diária de ozono na campanha LisbEx 97 em Baldios.	70
Figura 4.11 – Resistência atmosférica média diária de ozono na campanha LisbEx 97 em Baldios.	71
Figura 4.14 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g.m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 13 horas para a aplicação com valor médio de R_c	74
Figura 4.15 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g.m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 17 horas para a aplicação base.	75
Figura 4.16 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g.m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 17 horas para a aplicação com valor médio de R_c	75
Figura 4.17 – Campo de fluxos de deposição de ozono ($\mu\text{g.m}^{-2} \text{s}^{-1}$) às 13 horas para a aplicação base.	76

Figura 4.18 – Campo de fluxos de deposição de ozono ($\mu\text{g.m}^{-2}\text{s}^{-1}$) às 13 horas para a aplicação com valor médio de R_c .	77
Figura 4.19 – Campo de fluxos de deposição de ozono ($\mu\text{g.m}^{-2}\text{s}^{-1}$) às 17 horas para a aplicação base.	78
Figura 4.20 – Campo de fluxos de deposição de ozono ($\mu\text{g.m}^{-2}\text{s}^{-1}$) às 17 horas para a aplicação com valor médio de R_c .	78
Figura 4.21 – Valores de velocidade do vento calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997.	79
Figura 4.22 – Valores de direcção do vento calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997.	80
Figura 4.23 – Valores de temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997.	80
Figura 4.24 – Valores de velocidade do vento calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Sines em 9 de Julho de 1997.	81
Figura 4.25 – Valores de direcção do vento calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Sines em 9 de Julho de 1997.	81
Figura 4.26 – Valores de temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Sines em 9 de Julho de 1997.	81
Figura 4. 27 - Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997. a) aplicação base; b) aplicação com valor médio de R_c medido em Baldios.	85
Figura 4. 28 - Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997. c) aplicação com valor máximo de R_c medido em Baldios; d) aplicação com valor mínimo de R_c medido em Baldios.	85
Figura 4. 29 - Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Monte Velho em 9 de Julho de 1997. a) aplicação base; b) aplicação com valor médio de R_c medido em Baldios.	86
Figura 4. 30 - Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Monte Velho em 9 de Julho de 1997. c) aplicação com valor máximo de R_c medido em Baldios; d) aplicação com valor mínimo de R_c medido em Baldios.	86
Figura 4.31 – Concentrações de ozono medidas comparadas com resultados do modelo fotoquímico para 5 estações. Também se apresenta a linha 1:1.	89
Figura 4. 32 - Valores de fluxos de deposição de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997 para as aplicações base e com parametrização de R_c .	90
Figura 4. 33 - Valores de fluxos de deposição de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997 para as aplicações com parametrização de R_c .	91
Figura 5.1 – Carta de Solos de Portugal Continental (fonte: Atlas Digital do Ambiente, DGA).	98
Figura 5.2 – Carta de Cargas Críticas para Portugal Continental.	100

ANEXOS

Figura A.1 – Condições sinópticas às 12 horas do dia 9 de Julho de 1997 (adaptado de IM, 1997).	113
Figura B.1 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g.m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 9 horas para a aplicação base.	115

Figura B.2 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g.m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 9 horas e com valor médio de R_c	115
Figura B.3 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g.m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 21 horas para a aplicação base.....	116
Figura B.4 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g.m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 21 horas para a aplicação com valor médio de R_c	116
Figura C.1 – Valores de direcção do vento, velocidade do vento e temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos no Pego em 9 de Julho de 1997.....	117
Figura C.2- Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos no Pego em 9 de Julho de 1997. No sentido dos ponteiros do relógio: aplicação base; aplicação com valor médio de R_c ; aplicação com valor mínimo de R_c e aplicação com valor máximo de R_c	117
Figura C.3– Valores de direcção do vento, velocidade do vento e temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Lavradio em 9 de Julho de 1997.....	118
Figura C.4- Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos na estação de Hospital Velho em 9 de Julho de 1997. No sentido dos ponteiros do relógio: aplicação base; aplicação com valor médio de R_c ; aplicação com valor mínimo de R_c e aplicação com valor máximo de R_c	118
Figura C.5 - Valores de direcção do vento, velocidade do vento e temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos na Herdade da Mesquita em 9 de Julho de 1997.	119
Figura C.6- Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos na Herdade da Mesquita em 9 de Julho de 1997 na estação da. No sentido dos ponteiros do relógio: aplicação base; aplicação com valor médio de R_c ; aplicação com valor mínimo de R_c e aplicação com valor máximo de R_c	119
Figura C.7– Valores de direcção do vento, velocidade do vento e temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Lisboa - Aeroporto em 9 de Julho de 1997.	120
Figura C.8- Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos na Rua do Século em 9 de Julho de 1997. No sentido dos ponteiros do relógio: aplicação base; aplicação com valor médio de R_c ; aplicação com valor de R_c mínimo e aplicação com valor máximo de R_c	120

Lista de Quadros

Quadro 2.1 – Emissões de SO ₂ e NO _x na UE, por sector – 1990.	10
Quadro 2.2 - Valores estimados para as emissões dos principais precursores de ozono a diferentes escalas (Barros, 1999).	13
Quadro 2.3 - Definição das principais espécies usadas no UAM (CB IV).	37
Quadro 3.1 – Sequência para aplicação das cargas críticas com objectivo de reduzir a poluição atmosférica (UNECE, 1990).	45
Quadro 3.2 – Níveis críticos para ozono para plantas sensíveis, comunidades de plantas e ecossistemas – ozono como único poluente (UNECE, 1989).	47
Quadro 3.3 - Classificação do solo quanto à sua capacidade crítica (Bull, 1991).	50
Quadro 4.1 - Estações meteorológicas utilizadas para a descrição climatológica do período da campanha LisbEx 97.	57
Quadro 4.2 - Valores médios e extremos da temperatura e humidade relativa do ar e valores médios e máximos da intensidade do vento à superfície (1975 - 1994).	57
Quadro 4.4 - Localização das estações de qualidade do ar e parâmetros medidos (a azul, estação móvel).	63
Quadro 4.5 – Médias horárias ($\mu\text{g m}^{-3}$).	67
Quadro 4.6 - Valores de resistência de superfície usados nas aplicações do modelo fotoquímico.	72
Quadro 4.7 - Análise do erro da previsão do modelo para 12 estações do domínio no dia 9 relativamente à temperatura do ar.	83
Quadro 4.8 - Análise do erro da previsão do modelo para 12 das estações do domínio no dia 9 relativamente à componente zonal do vento.	84
Quadro 4. 9- Análise do erro da previsão do modelo para 12 das estações do domínio no dia 9 relativamente à componente meridional do vento.	84
Quadro 4.10 - Parâmetros de avaliação quantitativa da fotoquímica do sistema MAR IV.	88
Quadro 4.11 – Análise do erro da previsão do modelo para Baldios no dia 9 relativamente aos fluxos de deposição.	91
Quadro 5.1 – Informação necessária para a aplicação do modelo BMS.	95
Quadro 5.2 – Classes de sensibilidade aferidas pelo SEI (expresso em $\text{meq.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)... ..	97
Quadro 5.3 – Tipos de solo (FAO) existentes em Portugal Continental e classes de sensibilidade.	98
Quadro 5.4 – Áreas por níveis críticos	100

Lista de Símbolos

C_i	Concentração do poluente i
d	Deslocamento do plano de referência
f	Parâmetro de Coriolis
F_i	Fluxo de deposição seca do poluente i
g	Aceleração da gravidade
k	Constante de von Karman
k_m	Difusividade turbulenta da quantidade de movimento
L	Comprimento de Monin Obukhov
q	Humidade mássica do ar
R_a	Resistência aerodinâmica
R_b	Resistência da camada quasi-laminar
R_c	Resistência da superfície
R_d	Resistência total
s	Espessura numérica do domínio do modelo
S	"wind shear"; $S=[(\partial u/\partial z)^2+(\partial v/\partial z)^2]^{1/2}$
t	Tempo
u	Componente da velocidade na direcção x
u^*	Velocidade de atrito
u_g	Componente u da velocidade do vento geostrófico
v	Componente da velocidade na direcção y
$V_{d,i}$	Velocidade de deposição do poluente i
v_g	Componente v da velocidade do vento geostrófico
w	Componente da velocidade na direcção z
w^*	Velocidade vertical em coordenadas influenciadas pelo terreno
x	Coordenada horizontal no sistema cartesiano
y	Coordenada horizontal no sistema cartesiano
z^*	Coordenada vertical no sistema de coordenadas influenciadas pelo terreno
z_G	Cota da superfície do solo
z_{oc}	Escala de rugosidade
β	Ângulo do declive
θ	Temperatura potencial

Lista de Símbolos (cont.)

π	Função de "Exner"; $\pi=C_p(p/p_0)R_d/C_p$
ρ	Massa volúmica do ar
τ	Tensão tangencial na camada superficial
ϕ_c	Função de correcção de estabilidade

Capítulo 1

1 Introdução

A deposição de substâncias químicas existentes na atmosfera e potencialmente prejudiciais para os ecossistemas é uma consequência indesejável da poluição atmosférica. Tanto na Europa como na América do Norte há uma grande preocupação acerca dos efeitos dos poluentes atmosféricos e da crescente acidificação e eutrofização que se verifica nos ecossistemas.

Por acidificação entende-se os efeitos da introdução de substâncias acidificantes no ambiente por deposição atmosférica. Esta afecta populações de peixes e solos de florestas em áreas sensíveis causando também a corrosão de edifícios e monumentos. O dióxido de enxofre (SO_2) e os óxidos de azoto (NO_x) foram identificados como os principais responsáveis em conjunto com a amónia (NH_3), resultante das actividades agrícolas. A deposição de níveis altos de NO_x e NH_3 em áreas sensíveis resulta em eutrofização. O aumento do azoto, nutriente das plantas, nos ecossistemas naturais afecta a diversidade biológica destes locais. Os óxidos de azoto são também um importante precursor do ozono troposférico (O_3), um poluente que pode causar danos à saúde humana, à vegetação e às matérias orgânicas e reduzir a visibilidade.

A consciencialização de que estes poluentes contribuem para diferentes efeitos adversos no ambiente e saúde humana realça a necessidade de uma avaliação integrada destes problemas. Esta preocupação está expressa no Protocolo de Gotenburgo de Novembro de 1999, no âmbito da Convenção sobre Transporte de Poluentes Atmosféricos a Longa Distância (CLRTAP) em que se procura a combinação de informação sobre cargas críticas, padrões de deposição e custos de redução de emissões de poluentes atmosféricos.

A carga crítica indica a sensibilidade de um determinado ecossistema, definindo o nível de exposição à poluição que esse meio pode tolerar sem se produzirem danos de longa duração ou outros danos importantes. Este conceito é científico e consequentemente, os dados utilizados reflectem o conhecimento actual e contêm um certo grau de incerteza.

As cargas críticas assumem importância em termos de desenvolvimento sustentável, uma vez que as deposições que excedem as cargas críticas são insustentáveis a longo prazo. É necessário efectuar duas avaliações para aplicar esta metodologia: i) avaliar os níveis de poluição atmosférica no espaço e no tempo através do estabelecimento de mapas de concentração ou deposição de poluentes da atmosfera, ii) determinar a sensibilidade dos diferentes ecossistemas em relação à poluição atmosférica, através do estabelecimento de mapas de cargas críticas.

Para o estabelecimento de mapas de deposição são necessárias campanhas experimentais cujo objectivo seja a medição de fluxos de deposição. Estes dados complementados com resultados de simulações numéricas permitem estimar a entrada nos ecossistemas quer à escala local quer à escala regional. Ao nível europeu, têm sido desenvolvidas ferramentas numéricas para a estimativa da deposição seca para vários poluentes tendo sido realçada a necessidade da parametrização dos mecanismos de deposição ao nível do ecossistema.

Inserido neste contexto do estudo da deposição e sua aplicação na metodologia das cargas críticas, o trabalho aqui apresentado tem como objectivo principal a parametrização do módulo de deposição seca do sistema de modelos MAR IV (Modelo Atmosférico Regional). Para tal, são usados valores de deposição medidos no Sul de Portugal. Este trabalho visa também a determinação da sensibilidade à acidificação com a aplicação a Portugal continental de uma metodologia baseada em dados empíricos. Os resultados são apresentados graficamente na forma de um mapa.

Após este enquadramento introdutório, apresenta-se no segundo capítulo uma pequena síntese sobre a evolução da investigação da deposição atmosférica. São também descritos os ciclos dos poluentes atmosféricos responsáveis pelos problemas de poluição atmosférica identificados. Segue-se a revisão do estado actual dos conhecimentos sobre os mecanismos da deposição atmosférica e a sua modelação, na qual se descrevem as diferentes componentes numéricas do sistema MAR IV.

No capítulo três, enquadra-se o conceito de cargas/níveis críticos e descrevem-se as suas metodologias de aplicação bem como a importância da deposição nestas.

O quarto capítulo apresenta a descrição da campanha experimental LisbEx 97, efectuada na região de Lisboa e na qual se obteve informação sobre as circulações de mesoscala,

qualidade do ar e deposição seca. Os dados obtidos foram essenciais para a validação da parametrização efectuada no módulo de deposição do sistema MAR IV.

Por fim, numa perspectiva de aplicação do conceito das cargas críticas apresenta-se no capítulo cinco a metodologia usada para o estabelecimento de um mapa de cargas críticas para Portugal continental. As conclusões do trabalho desenvolvido e sugestões de continuidade para trabalhos futuros apresentam-se no capítulo seis.

Capítulo 2

2 A Deposição Atmosférica

O destino de um determinado poluente na atmosfera consiste em três passos principais: emissão para a atmosfera, transporte na mesma e remoção. A remoção pode verificar-se por diversos processos físicos ou químicos, consoante as condições atmosféricas e/ou tipo de superfícies ou poluentes.

Os poluentes atmosféricos com maior impacte no ambiente e saúde pública são os responsáveis pelos fenómenos da acidificação, eutrofização e ozono troposférico, nomeadamente o dióxido de enxofre, os óxidos de azoto, a amónia e os compostos orgânicos voláteis (COV) (Figura 2.1)

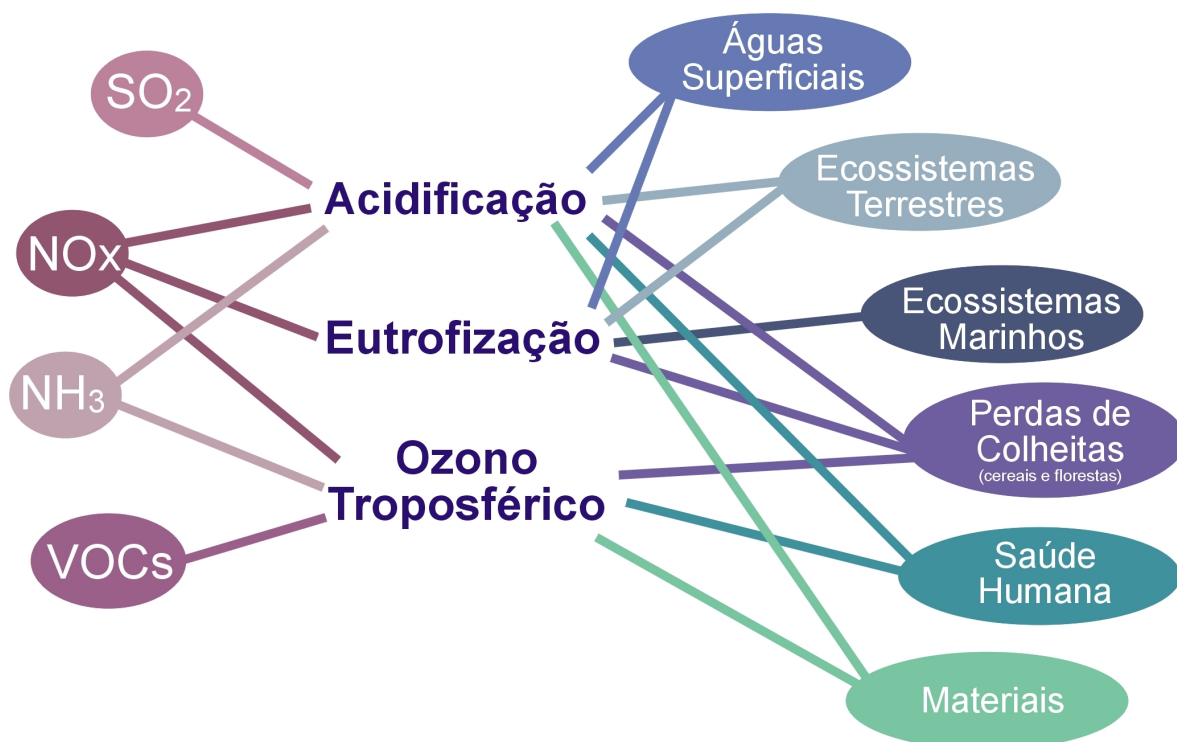


Figura 2.1 – Poluentes atmosféricos, causas e efeitos.

O recente Protocolo de Gotenburgo (UNECE, 1999) de Novembro de 1999, no âmbito da CLRTAP realça a necessidade duma aproximação integrada sobre estes problemas.

Neste capítulo serão abordados, de uma forma sucinta, os aspectos relacionados com a produção, transformação e transporte dos poluentes que desempenham um papel relevante na acidificação, em particular, o dióxido de enxofre. Indirectamente ligado a este problema surge o ozono troposférico sendo apresentado o seu ciclo, com destaque para os mecanismos de produção e remoção.

Serão também focados os processos de deposição atmosférica, em particular a deposição seca, complementados com uma breve descrição das diferentes técnicas de medição usadas.

A modelação da deposição é actualmente aplicada quer ao nível do ecossistema (escala local) quer ao nível europeu (escala regional). Apresentam-se alguns modelos de deposição aplicados à escala local e regional na perspectiva da aplicação de estratégias de redução de poluição bem como esforços efectuados na parametrização dos mecanismos de deposição ao nível do ecossistema. É feita também a descrição do sistema de modelos MAR IV cuja parametrização do módulo de deposição seca foi efectuada no âmbito deste trabalho.

Para se perceber o enquadramento, apresenta-se, em seguida uma breve resenha sobre a evolução histórica da investigação no domínio da deposição.

2.1 Evolução histórica da investigação sobre deposição

Nos primeiros tempos da investigação da poluição atmosférica, a deposição não ocupou lugar de destaque devido a razões históricas. De facto, durante os anos sessenta, as maiores preocupações relacionadas com os problemas da qualidade do ar derivavam do aumento das concentrações de dióxido de enxofre (SO_2) ou óxidos de azoto (NO_x), com as suas consequências para a saúde pública (Cieslik, 1988). Todos os esforços de investigação eram dirigidos para a medição e cálculo de concentrações e na formulação de medidas para a redução de poluentes. Dado que o maior interesse era a saúde pública, foram estudados os principais aglomerados populacionais em detrimento de áreas mais afastadas.

O processo de diluição, devido à difusão turbulenta, que um poluente sofre quando é libertado na atmosfera resulta em concentrações mais baixas nas áreas mais afastadas da emissão. Desta forma, estas baixas concentrações não eram preocupantes e por conseguinte, não geravam investigação nestas áreas. No entanto, o processo de deposição é geralmente cumulativo, e ao fim de alguns anos, os efeitos prejudiciais podem ganhar importância, mesmo sendo as concentrações baixas.

A adicionar a este facto, uma das medidas de redução de concentrações foi a construção de chaminés mais altas de que resultaram concentrações mais baixas ao nível do solo e a curtas distâncias. Mas, desta forma, grandes quantidades de poluentes foram libertados para as camadas mais altas da atmosfera e aí foram incorporados nas gotículas das nuvens, oxidados a ácidos e transportados a grandes distâncias das fontes de emissão. Surgiu então um novo tipo de poluição atmosférica: a chuva ácida.

Assim, em meados dos anos setenta, surge um aumento de interesse sobre a deposição de poluentes atmosféricos. Mas, inicialmente, incide sobre a deposição húmida. Entende-se por deposição húmida a transferência de poluentes da atmosfera para a superfície da Terra quando estes se encontram dissolvidos nas gotículas da chuva ou nevoeiro (Cieslik, 1988).

Mais tarde, os investigadores apercebem-se de que a deposição húmida é somente uma contribuição nos processos de deposição, sendo então realçada a deposição seca, processo pelo qual gases e aerossóis são depositados directamente da atmosfera na vegetação, solo ou outros materiais (Erisman and Draaijers, 1995).

Os processos de deposição são apresentados na Figura 2.2. A deposição global é a soma da deposição seca e húmida. A deposição sobre o solo, depois de redistribuída pela vegetação florestal, pode ainda ser avaliada em termos de precipitação interna sob o coberto vegetal (throughfall) e de escorrência ao longo dos troncos (stemflow).

A investigação sobre a deposição atmosférica aumentou, consideravelmente, nas últimas décadas devido aos efeitos graves verificados nas florestas e lagos do Norte da Europa, atribuídos à deposição ácida de espécies de enxofre e azoto (acidificação) ou pela exposição ao ozono.

Neste âmbito, foram criados vários programas de investigação nacionais e internacionais, caso do NAPAP (National Acid Precipitation Assessment - EUA) e do EUROTRAC/BIATEX. Este último programa, ao nível europeu, resultou em numerosas contribuições significativas para a descrição da deposição e emissões biogénicas na Europa.

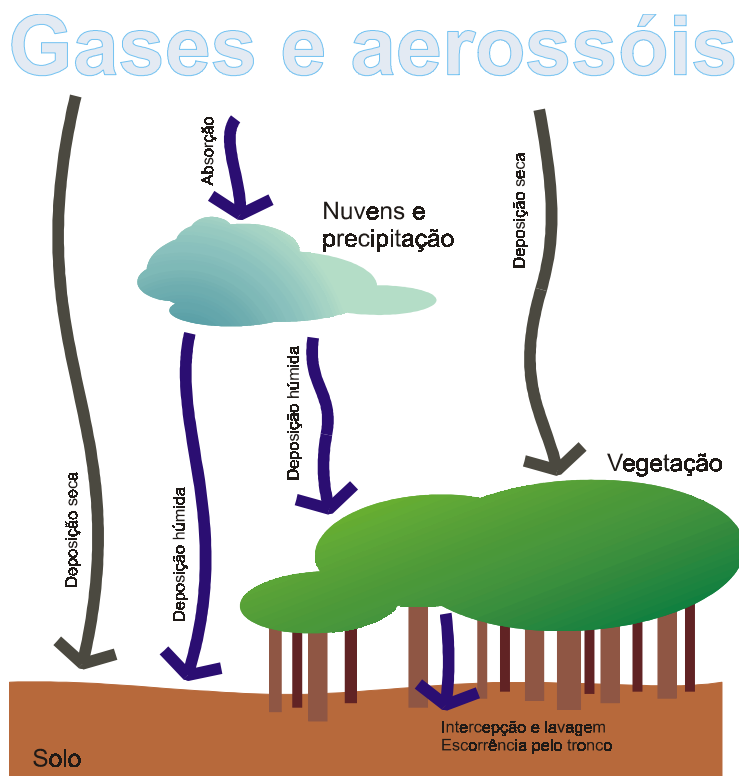


Figura 2.2 – Representação esquemática dos processos de deposição.

No workshop do BIATEX do EUROTRAC (Slanina *et al*, 1993) foi apontada, como limitação para uma melhor generalização dos esquemas de deposição, a falta de dados fiáveis de deposição seca para o Sul da Europa. De facto, o conhecimento actual sobre os mecanismos de deposição de poluentes provem basicamente de medições efectuadas em ecossistemas do Norte da Europa.

Neste âmbito, surgiu o projecto europeu SREMP (Surface Resistance Emergency Measurement Program) no qual se levaram a cabo campanhas experimentais na região de Aveiro, de Novembro de 1993 a Setembro de 1994, sobre deposição seca de SO_2 e O_3 (Pio e Feliciano, 1996).

Em 1996, numa perspectiva de melhorar a experiência adquirida, iniciou-se o Projecto MEDFLUX (Quantification of pollutant dry deposition fluxes over Mediterranean type

ecosystems), com a realização de campanhas experimentais em ecossistemas mediterrâneos sendo também alargado o estudo a outros gases (NO , NO_2 e HNO_3). Segundo Pio e Feliciano (1998), a informação obtida permitiu uma melhor quantificação dos fluxos de oxidantes, acidificantes e nutrientes e também a avaliação das parametrizações existentes para deposição seca que podem ser aplicadas ao Sul da Europa.

Outro projecto, a nível nacional, que permitiu a recolha de informação sobre deposição seca e húmida foi o projecto AMAZOC (Ambiente atmosférico em zonas costeiras: Avaliação da capacidade de carga do ecossistema). Este projecto tinha como objectivo a recolha de informação das várias componentes que contribuem para a capacidade de carga do ecossistema costeiro. A deposição de gases e partículas do aerossol atmosférico sobre a superfície terrestre foi quantificada em vários locais na forma de deposição húmida, deposição seca e deposição global (seca e húmida) sobre a vegetação e sobre o solo. Esta última, depois de redistribuída por vegetação florestal, foi avaliada em termos de precipitação interna sob o coberto vegetal e de escorrência ao longo dos troncos (Borrego *et al*, 1999).

2.2 Emissão, Transformação e Transporte

Para além dos principais constituintes da atmosfera (azoto, oxigénio, argon e vapor de água), existe um grande número de outros componentes denominados gases vestigiais. Estes, apesar das suas baixas concentrações (na ordem dos ppm ou menos), desempenham um papel fundamental na preservação da vida na Terra. Os gases vestigiais são emitidos para a atmosfera por fontes naturais, antropogénicas ou são formados nesta através de processos químicos.

Entre os poluentes relevantes para a acidificação e eutrofização encontram-se os compostos de enxofre e azoto. Estes compostos têm também outros efeitos prejudiciais no ambiente, nomeadamente os óxidos de azoto que são também um importante precursor do ozono troposférico. Este último causa danos à vegetação e à saúde humana.

Praticamente toda a poluição do ar é emitida próximo ou na superfície da Terra. O transporte, transformação e remoção estão basicamente confinados a uma fina camada de cerca de 2 km, denominada camada limite atmosférica (CLA). O conhecimento dos

fenómenos físicos e químicos na CLA é importante para o desenvolvimento de modelos numéricos de transporte, químicos e de deposição bem como para a interpretação de medições.

2.2.1 Compostos acidificantes

2.2.1.1 Emissão

Os compostos de enxofre encontrados na atmosfera incluem dióxido de enxofre, trióxido de enxofre (SO_3), ácido sulfúrico (H_2SO_4) na forma de aerossol, diferentes espécies de sulfatos como o sulfato de amónia ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), ácido sulfídrico (H_2S), sulfureto de dimetilo (DMS) e ainda outras formas de enxofre (por ex., COS, CH_3SH e CS_2). A maior parte de enxofre emitido na atmosfera, na forma de SO_2 , provém das actividades humanas (~ 95%). A fonte natural mais importante são os vulcões. Praticamente todas as reacções de oxidação de SO_2 levam à formação de sulfatos num período de tempo da ordem de dias.

Quadro 2.1 – Emissões de SO_2 e NO_x na UE, por sector – 1990.

Sector	% de SO_2	% de NO_x	% de NH_3
Grandes instalações de combustão (LCP)300 MW	56	19	0
LCP 50-300 MW	7	2	0
Outras instalações de combustão	24	13	0
Processos industriais	4	2	3
Transportes rodoviários	3	51	0
Outros transportes	2	12	0
Resíduos	0	1	1
Agricultura	0	0	94
Processos naturais	3	0	2

Os óxidos de azoto conhecidos incluem o óxido nitroso (N_2O), o monóxido de azoto (NO) e o dióxido de azoto (NO_2), entre outros. O azoto oxidado é emitido para a atmosfera principalmente por processos de combustão e pelos solos na forma de NO . Na presença de O_3 , o NO é rapidamente convertido em NO_2 . Como resultado de reacções fotoquímicas na atmosfera ou por hidrólise do NO_2 , podem formar-se o ácido nítrico (HNO_3) e o ácido nitroso (HNO_2).

O azoto reduzido encontra-se na atmosfera principalmente na forma de NH_3 ou NH_4^+ particulado. O NH_3 provem maioritariamente de actividades agrícolas enquanto o NH_4^+ é formado na atmosfera como reacção do NH_3 com ácido sulfúrico (H_2SO_4), ácido nítrico ou ácido clorídrico (HCl).

O Quadro 2.1 mostra as emissões de SO_2 e NO_x na União Europeia (EU), por sector para 1990 (Valadas e Goís, 1994). O SO_2 é proveniente principalmente da combustão de carvão e produtos petrolíferos enquanto as emissões de veículos a motor e outros processos de combustão são predominantes para os óxidos de azoto.

2.2.1.2 Processos de formação

Neste sub-capítulo são descritas qualitativamente as principais reacções químicas para o SO_2 , NO_x e NH_3 que se apresentam na Figura 2.3. Informação mais detalhada sobre as reacções químicas poderá ser encontrada em Seinfeld (1998).

Uma vez emitido, o SO_2 pode ser oxidado a H_2SO_4 ou sulfatos através de reacções que ocorrem na fase gasosa, na fase líquida, nas superfícies dos sólidos ou pela combinação destas três. A principal reacção na fase gasosa é a reacção do SO_2 com radicais OH , formando primeiro HSO_3 e depois H_2SO_4 . Este último pode ser neutralizado pelo NH_3 formando NH_4HSO_4 ou $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. As taxas de conversão de SO_2 podem ser influenciadas pela intensidade do sol, presença de oxidantes e/ou percusores de oxidantes, humidade e presença de nevoeiro e nuvens.

A química atmosférica dos compostos de azoto é complicada porque estes podem ser convertidos em muitas formas químicas diferentes. O principal composto de azoto emitido é o NO que é oxidado na atmosfera em NO_2 e mais tarde em nitrato. Durante o dia, o NO é oxidado a HNO_3 na fase gasosa pelo radical OH . O NO_2 reage com água absorvida nas mais variadas superfícies para formar HNO_3 e HNO_2 . Este último mantém-se absorvido

enquanto o HNO_3 é aparentemente libertado da superfície. A formação de nitratos nos aerossóis surge desta forma, ainda que com pouca expressão. Durante a noite, a oxidação do NO_2 pelo ozono com a formação do radical nitrato pode ser uma importante fonte de HNO_3 .

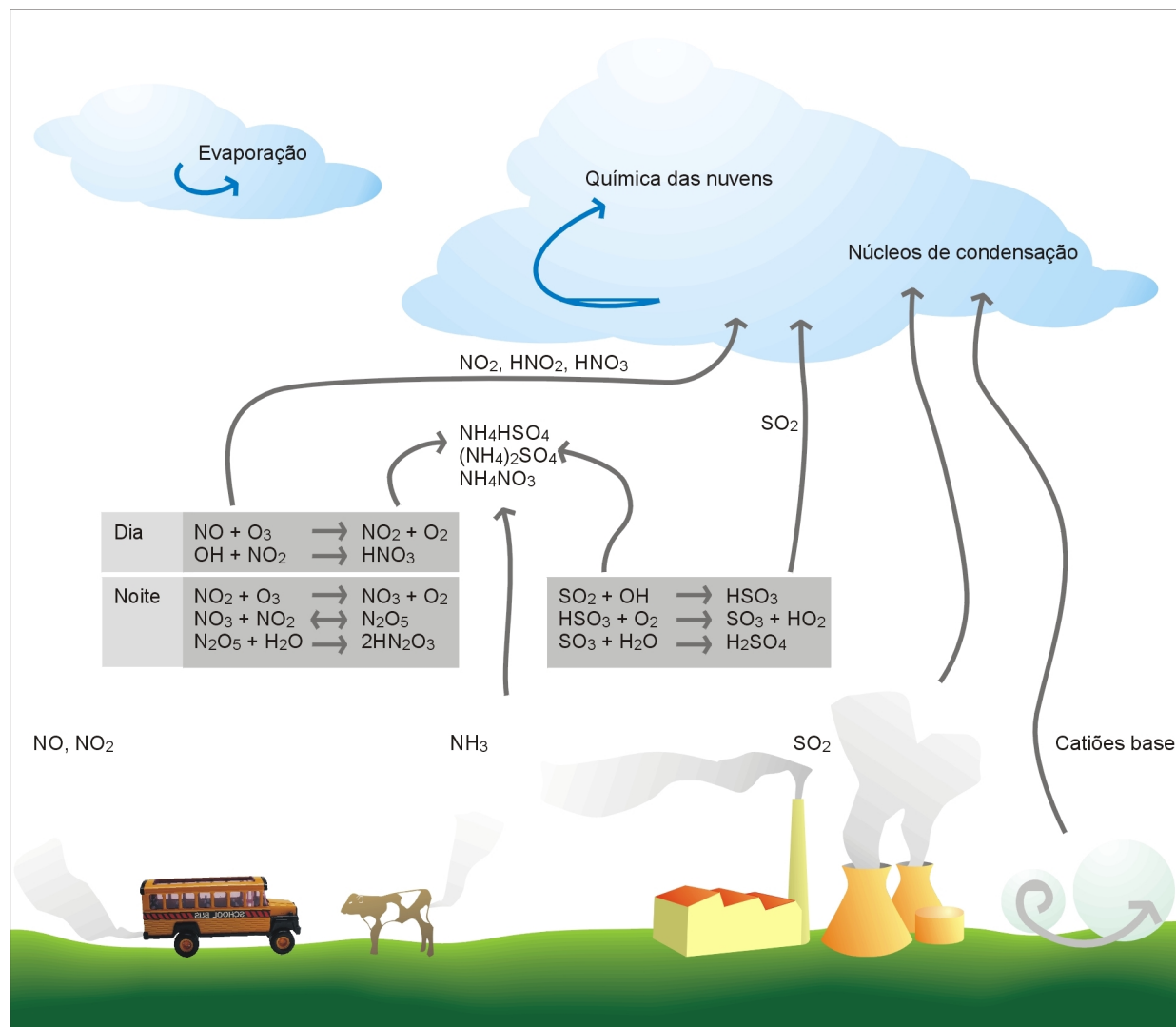


Figura 2.3 – Química atmosférica relevante para os poluentes acidificantes (adaptado de Borrel *et al*, 1997).

A amónia tem um tempo de residência na atmosfera relativamente curto. Esta é muito solúvel em água e é rapidamente convertida em amónio, neutralizando desta forma os poluentes acidificantes quer na fase gasosa ou líquida.

2.2.2 Ozono troposférico

2.2.2.1 Emissão

A formação do ozono resulta das reacções, na presença da luz solar, de determinados precursores de origem antropogénica e biogénica, nomeadamente o metano (CH_4), o monóxido de carbono (CO), o NO_x e os compostos orgânicos voláteis não-metano (COVNM). Nos COVNM estão incluídos milhares de espécies individuais de hidrocarbonetos como alcanos, alcenos, alcinos e aromáticos ou hidrocarbonetos hidrogenados, como aldeídos e cetonas. Neste grupo não se inclui o metano que, pela sua importância e concentração na atmosfera, é tratado independentemente. Conhecem-se cerca de 30 000 reacções relacionadas com a formação e destruição de ozono, o que demonstra a complexidade que envolve o ciclo deste poluente (Whitten, 1990).

Em termos europeus, tanto as emissões de NO_x como as de COVNM cresceram até ao final dos anos 80 tendo começado a decrescer na década de 90. De 1990 a 1994, as emissões de COVNM e de NO_x dos 15 países da União Europeia baixaram 9% e 8%, respectivamente (EEA, 1998).

No Quadro 2.2 são apresentadas de forma resumida as emissões dos principais precursores de ozono a diferentes escalas. Dadas as incertezas associadas às estimativas dos diferentes valores de emissões apresentados bem como a diversidade de fontes de informação, a análise desta tabela deverá ser considerada somente para uma avaliação comparativa da ordem de grandeza.

Quadro 2.2 - Valores estimados para as emissões dos principais precursores de ozono a diferentes escalas (Barros, 1999).

	CH_4	CO	NO_x	COVNM
	(Mton)	(Mton)	(Mton)	(Mton)
Global [Académie des Sciences, 1993]	530 (33 [*])	2650 (38 [*])	21 ± 8 (25 [*])	1050 (90 [*])
Europa dos 15 [EEA, 1998]	32 (28 [*])	53 (3 [*])	14 (0 [*])	18 (20 [*])
Portugal [Valadas e Goís, 1994]	0,4 (35 [*])	1,1 (0,0 [*])	0,2 (2,5 [*])	0,6 (68,0 [*])

* % de emissões naturais (exclui todas as emissões de origem antropogénica incluindo as emissões de origem agrícola).

2.2.2.2 Processos de formação

Em geral na troposfera, a distribuição espacial e temporal de ozono é controlada por diversos processos, nomeadamente produção fotoquímica, destruição fotoquímica, trocas de massas de ar entre a estratosfera, rica em ozono e a troposfera e deposição. Este complexo equilíbrio de produção e destruição depende de vários factores e pode levar, caso as condições meteorológicas sejam favoráveis, ao desenvolvimento de concentrações elevadas de ozono.

Nas reacções fotoquímicas importa distinguir os processo de produção verificados em ambiente rural e em ambiente urbano ou industrial.

Na atmosfera do meio rural, o ozono (O_3) é produzido directamente pela reacção de recombinação de um átomo de oxigénio no estado fundamental ($O(^3P)$), produzido durante a fotólise do dióxido de azoto (NO_2) (2.1), onde $h\nu$ representa a radiação solar, sendo h a constante de Planck e ν a frequência da radiação, com uma molécula de oxigénio (O_2), na presença de uma terceira substância M (onde $M = O_2$ ou N_2), a qual estabiliza os produtos de reacção (2.2):



Por outro lado, a molécula de NO resultante da fotodissociação do NO_2 , reage rapidamente com o O_3 produzido pela reacção 2.2 para formar novamente NO_2 (2.3):



Na ausência de outras espécies químicas que possam interferir neste ciclo e dependendo das concentrações iniciais, estabelece-se um estado foto-estacionário de equilíbrio entre as moléculas de NO , NO_2 e O_3 sem produção efectiva de ozono. Este ciclo é traduzido pela seguinte expressão :

$$[O_3] = J [NO_2] / k [NO] \quad (2.4)$$

onde J é a constante de equilíbrio da fotólise do NO_2 , (2.1), e k é a constante de equilíbrio da reacção do NO com O_3 , (2.3).

Dada esta rápida interconversão NO/NO₂, o comportamento destas duas espécies químicas está fortemente associada o que explica seu tratamento conjunto, já anteriormente definido, como NO_x.

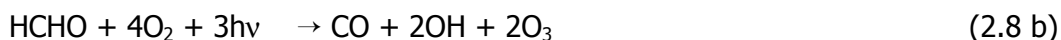
Na atmosfera rural, a produção de ozono também envolve o radical hidro-peróxilo (HO₂) e o metil-peróxilo (CH₃O₂), produtos intermédios da oxidação do CO e do CH₄. Estas reacções com o NO verificam-se quando razão NO:O₃ é suficientemente grande ($> 2 \times 10^{-4}$), o que implica níveis aproximados de NO_x de 0,02 a 0,04 µg.m⁻³. Nesta situação, pode-se exprimir a cadeia completa de oxidação do CO e CH₄ por:



e



O formaldeído (HCHO) formado pode, por seu lado, ser fotodissociado a CO (2.7 a), fotodissociado a HCO e seguidamente oxidado, com produção de OH e O₃ (2.8 b) ou ainda, atacado directamente pelo radical OH (2.9 c):



ou ainda,



Este tipo de reacção de oxidação é aplicável a todos os outros hidrocarbonetos sendo o número de moléculas de ozono formadas dependente do tipo e reactividade do hidrocarboneto inicial.

O ozono pode ser removido de diversas formas quer por degradação química ou fotoquímica quer por deposição directa ao solo. A deposição seca no solo, por seu lado, constitui, em meio rural, o maior sumidouro de ozono. O processo pode dar-se por duas vias: por decomposição termodinâmica $2\text{O}_3 \rightarrow 3\text{O}_2$, catalisada pela superfície ou por reacção com as superfícies vegetais.

Em ambientes urbanos e poluídos, não se podem explicar as concentrações de ozono medidas simplesmente pelo equilíbrio $\text{CO-CH}_4\text{-NO}_x$, visto que, neste caso, a taxa de produção de ozono não está linearmente relacionada com a concentração de NO_x . De facto, em atmosferas poluídas, o número e a concentração de constituintes químicos aumenta consideravelmente, em especial a concentração dos COVNM.

A concentração mais elevada de ozono em meios poluídos resulta da perturbação introduzida pelo ciclo de oxidação dos COV no ciclo natural $\text{NO}_x - \text{O}_3$, ao permitir caminhos alternativos para a oxidação do NO a NO_2 sem passar pelo consumo de O_3 . Os mecanismos de oxidação dos COV são principalmente induzidos pelo radical hidróxilo (OH) durante o dia e pelo radical NO_3 durante a noite. Todos estes mecanismos produzem um ou mais radicais HO_2 e RO_2 capazes de oxidar o NO a NO_2 , levando à acumulação de O_3 pela fotodissociação do NO_2 (2.1, 2.2). Estes mecanismos explicam as altas concentrações de ozono encontradas na atmosfera das áreas poluídas, desde que a radiação existente seja suficientemente elevada para iniciar o processo de fotodissociação.

Igualmente importante é o papel desempenhado, nas atmosferas poluídas, pelos carbonilos, i.e., aldeídos e cetonas, os quais são não só poluentes primários emitidos por diversas fontes, mas também poluentes secundários produzidos pela oxidação de diversos COV. Estes compostos são uma fonte potencial importante de radicais livres que podem levar à formação de ozono, o que por seu turno, ajuda à oxidação de outros COV.

Existe uma relação óptima $\text{COVNM}:\text{NO}_x$ que maximiza a formação de ozono, e que está intimamente ligada à presença do radical [OH], o qual, como foi referido, desempenha um papel fundamental na formação do ozono. A razão $\text{COVNM}:\text{NO}_x$ para a qual é indiferente a tendência do radical para reagir quer com o NO_x quer com os COVNM é cerca de 5,5 : 1. Se a razão instantânea $\text{COVNM}:\text{NO}_x$ é inferior a este valor (condições limitadas pelos COVs), durante o dia, os radicais livres reagem preferencialmente com o NO_2 , convertendo-o em nitratos não reactivos e retardando assim a formação de ozono. Esta reacção, por sua vez, tende a aumentar a razão $\text{COVNM}:\text{NO}_x$ à medida que o dia avança. Quando se ultrapassa o valor de 5,5 : 1 na razão $\text{COVNM}:\text{NO}_x$, os radicais livres passam a reagir preferencialmente com os COVNM (condições limitadas pelo NO_x), numa cadeia oxidativa que leva à formação de ozono. Após o pôr-do-Sol, a formação de ozono

cessa. A concentração de NO_x também baixa, com a formação de espécies reactivas e não reactivas (Whitten, 1990).

Para além das escalas local, regional e global em que se dão os processos de formação e remoção do ozono, existe ainda o transporte de ozono da estratosfera, reservatório onde se encontra cerca de 90% do ozono atmosférico, para a troposfera e transporte de ozono produzido na camada limite poluída para a troposfera livre.

2.3 Processos de deposição

2.3.1 Influência dos factores meteorológicos na deposição

Os processos de deposição são uma sequência complexa de fenómenos atmosféricos. Os fluxos de deposição, como resultado destes processos, podem variar consideravelmente no tempo e no espaço. As variações na deposição são o resultado de fenómenos meteorológicos de meso-escala e micro-escala. Na prática, estes fenómenos na camada limite atmosférica (<1,5 km) têm grande influência na quantidade de deposição (Erisman, 1992).

Durante o dia, a camada limite atmosférica é geralmente instável como consequência da insolação e convecção. Durante a noite, é geralmente observada uma atmosfera estável devido ao arrefecimento radiativo. O desenvolvimento típico da camada limite pode ser ilustrado pela Figura 2.4.

De manhã, com o aumento da turbulência de origem térmica, há mistura entre as camadas com o transporte de ar de níveis mais altos para a superfície.

Outros aspectos meteorológicos que afectam a deposição são a cobertura pela neve, radiação (influenciando as reacções químicas e regulando o comportamento dos estomas), quantidade e composição da precipitação, humidade da superfície pela precipitação, orvalho e nevoeiro, velocidade e direcção do vento.

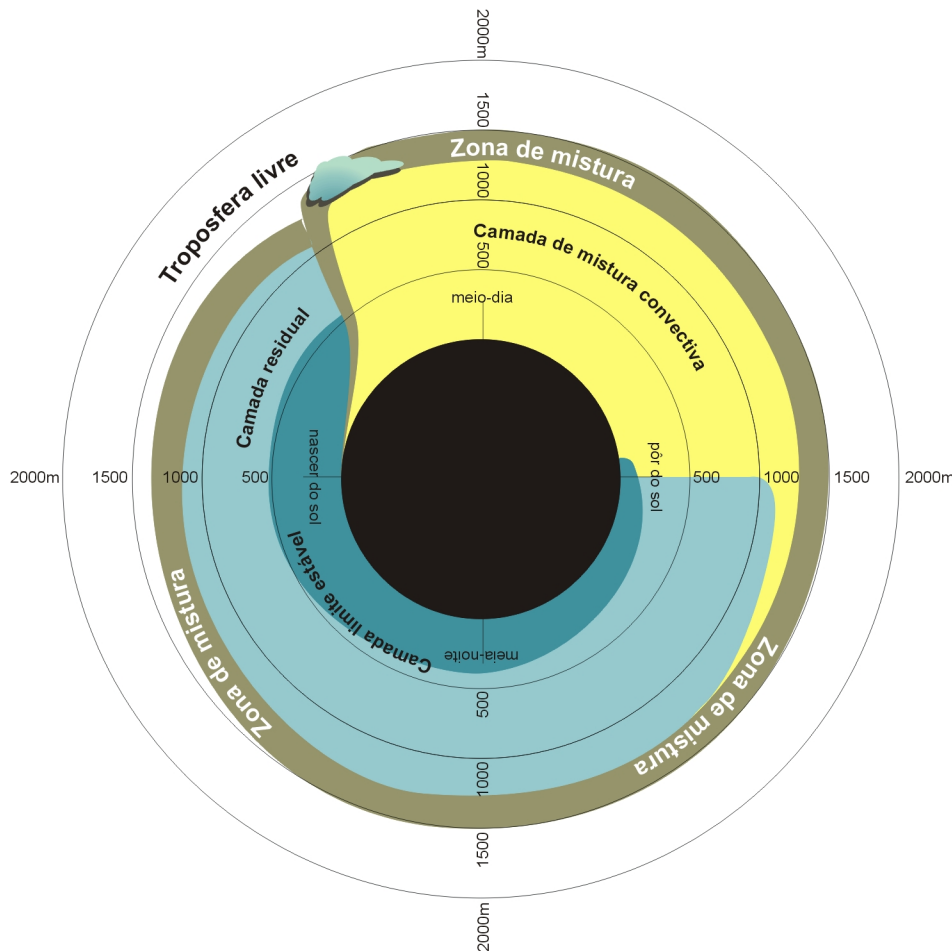


Figura 2.4 – Variação do desenvolvimento da camada limite ao longo do dia (adaptado de Stull, 1988).

2.3.2 Deposição húmida

Embora não seja objecto deste trabalho, apresenta-se uma descrição sucinta sobre o processo e os métodos de medição. Informação mais detalhada poderá ser encontrada em Seinfeld (1998) ou Erisman (1995).

2.3.2.1 Descrição do processo

A remoção por via húmida é definida como o processo natural pelo qual os poluentes atmosféricos se ligam às nuvens e gotas de chuva (ou partículas) e são consequentemente enviados para a superfície da Terra. A quantidade de compostos recebidos por unidade de área da superfície é definida como deposição húmida. A Figura 2. 5 apresenta um esquema dos processos de deposição húmida.

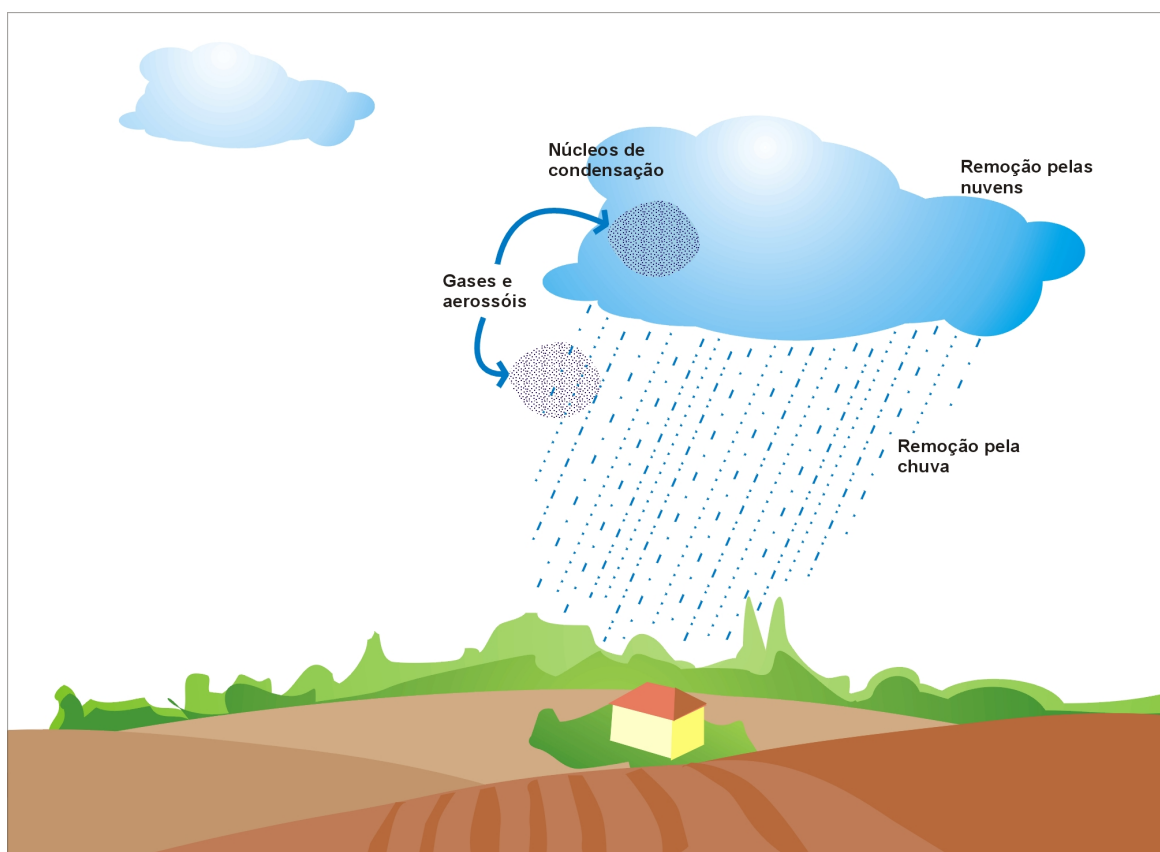


Figura 2. 5 - Processo de deposição húmida (adaptado de Erisman and Draaijers, 1995).

A quantidade de poluentes, removidos por deposição húmida, está fortemente dependente da quantidade de chuva e da localização do receptor relativamente às fontes. Os padrões de deposição húmida são dependentes da topografia (Erisman and Draaijers, 1995).

2.3.2.2 Técnicas de medição

A deposição húmida é medida através da colheita da água da chuva em colectores colocados ao ar livre. A precipitação é recolhida em garrafas, durante duas semanas a um mês, sendo depois analisada a sua composição química. A deposição húmida é a quantidade de precipitação multiplicada pela concentração do poluente.

Embora a medição da deposição húmida pareça relativamente simples, existem fontes de erro associadas. Uma delas prende-se com o tipo de colectores usados. O tipo de colector aberto não está preparado para excluir a deposição seca da sua superfície de captura durante períodos secos. Desta forma, a deposição seca de gases e partículas irá influenciar a composição química da precipitação.

2.3.3 Deposição seca

Apresenta-se uma descrição sobre o processo de deposição seca e a sua analogia com o modelo das resistências. Também se descrevem os métodos de medição baseados na micrometeorologia.

2.3.3.1 Descrição do processo

A deposição seca de gases e partículas da atmosfera para um receptor na superfície é regulada pela concentração no ar, pelos processos de transporte turbulento na camada limite, pela natureza química e física das espécies removidas e pela capacidade da superfície em capturar ou absorver gases e partículas. O processo pode ser descrito pela Figura 2.6.

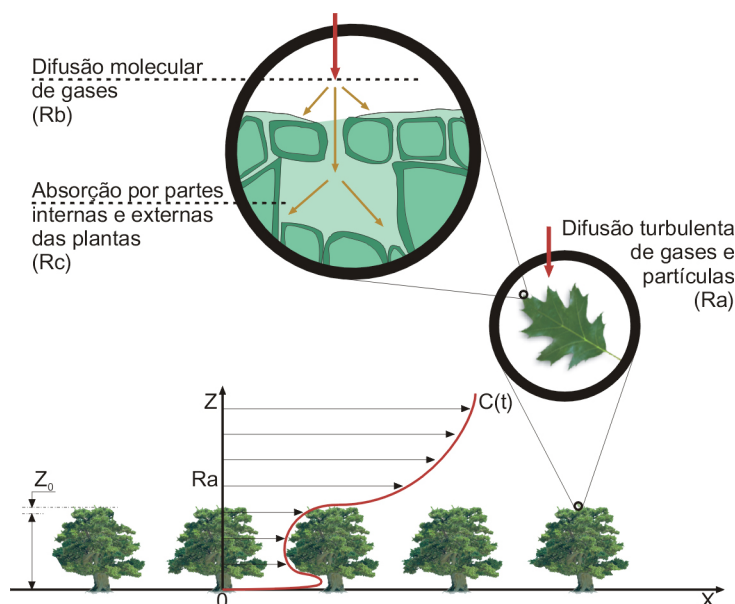


Figura 2.6 – Processo de deposição seca (adaptado de Erisman and Draaijers, 1995).

A transferência de gases da atmosfera para o solo ocorre em três fases (Erisman and Draaijers, 1995; Seinfeld, 1998):

- Transporte dos poluentes desde a atmosfera até à superfície do receptor, por difusão turbulenta ou advecção (componente aerodinâmica);
- Transporte através da camada laminar adjacente à superfície de deposição por um processo dependente do tipo e forma da superfície de deposição (componente de superfície);
- Interação entre os poluentes e a superfície por absorção ou reacção química (componente de transferência).

Na primeira fase, quanto maior for a turbulência atmosférica, mais eficiente será o transporte de gases e partículas para um dado receptor.

Genericamente, podem distinguir-se duas zonas na camada limite atmosférica para o transporte de poluentes para o receptor: a camada turbulenta e a camada quasi-laminar. Esta última é introduzida para quantificar a forma pela qual a transferência de poluentes difere da transferência da quantidade de movimento na vizinhança próxima da superfície (Erisman, 1992).

Nesta camada, o transporte para a superfície do receptor é dominado pela difusão molecular. Uma vez na superfície, a natureza química, física e biológica da superfície determina a captura ou absorção de gases e partículas. Para os gases, a colheita pela superfície é frequentemente controlada pela capacidade daquela em absorver determinadas espécies químicas. Para gases reactivos, como o ácido nítrico (HNO_3), as moléculas são colhidas imediatamente após contacto com todas as superfícies. Embora menos reactivos, os gases solúveis como o SO_2 e o NH_3 tendem a ser colhidos através dos estomas ou pela cutícula da folha. Estes gases também podem ser absorvidos por camadas de água existentes na superfície da folha ou pelo solo.

Para as partículas, na dimensão dos submicrons, o processo de deposição seca é bastante mais complexo sendo muitos os factores determinantes para este processo. Os mecanismos de deposição são, entre outros, a difusão, intercepção, impacção e sedimentação. Praticamente, nenhuma partícula são capazes de difundir através das aberturas estomáticas (Erisman and Draaijers, 1995).

2.3.3.2 Modelo conceptual das resistências

Quer em simulações numéricas, quer em estudos onde os fluxos verticais têm de ser estimados sem recurso a dados obtidos em campanhas experimentais, o fluxo de deposição seca de um poluente (F_i), a uma determinada altura de referência acima da superfície, pode ser definido como o produto da concentração (C_i) pela velocidade de deposição ($V_{d,i}$):

$$F_i = -V_{d,i} * C_i \quad (2.1)$$

O fluxo F é considerado negativo quando é dirigido à superfície e positivo quando se dá emissão da superfície. Esta definição implica que a concentração do constituinte à

superfície, $C_{superfície}$, seja considerada nula ou que seja menor que a concentração a uma determinada altura z , $C_{superfície} \ll C(z)$, de tal forma que o fluxo seja unidireccional e no sentido da superfície. Por este motivo, esta aproximação é aplicada a gases que não podem ser emitidos pela superfície, caso do O_3 e SO_2 (Pio e Feliciano, 1998). Para gases que estão sujeitos a fluxos bidireccionais a aplicação deste método tem-se revelado de menor utilidade.

A deposição seca de gases é descrita, em muitos dos modelos disponíveis para o seu cálculo, conceptualmente por analogia com fluxo eléctrico ou de calor por uma série de resistências. A analogia dos fluxos de gases a uma corrente num circuito eléctrico é descrita pela lei de Ohm (Cieslik, 1988; Wesely, 1988; Erisman, 1993, 1994).

Neste enquadramento, $V_{d,i}$ é definida como função de três resistências em série: a resistência aerodinâmica R_a , que está associada à turbulência atmosférica na camada limite atmosférica; resistência da camada quasi laminar R_b , que é influenciada pela turbulência e pela difusividade molecular do gás e a resistência de superfície ou de canópia R_c , que depende da interacção física e química entre o gás e a superfície de deposição (Figura 2.7). Assim, $V_{d,i}$ pode ser escrita da seguinte forma:

$$\frac{V}{V_{d,i}} = \frac{1}{R_a + R_b + R_c} \quad (2.2)$$

- R_a : Resistência aerodinâmica,
- R_b : Resistência da camada quasi-laminar,
- R_{st} : Resistência estomática,
- R_m : Resistência mesofílica,
- R_{cut} : Resistência da cutícula,
- R_{inc} : Resistência aerodinâmica da canópia,
- R_{solo} : Resistência do solo,
- $C(Z_{ref})$: Concentração à altura de referência,
- C_s : Concentrações em várias superfícies.

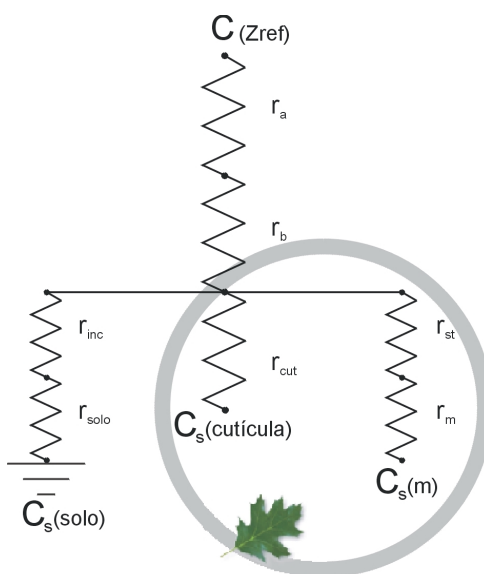


Figura 2.7 – Esquema representativo do modelo das resistências ou “Big leaf”.

V_d , R_a e R_b podem determinar-se directamente por medições micrometeorológicas. A restante resistência de superfície R_c pode ser calculada pela equação 2.2. Desta forma, séries temporais de valores de R_c calculados podem ser usadas para a parametrização da resistência de superfície ou na validação de resultados através da aplicação de modelos numéricos.

O uso do modelo das resistências, baseado numa aproximação de fluxo constante, é válido para condições estacionárias, de homogeneidade, sem presença de fontes químicas e fluxos bi-direccionais (Pio e Feliciano, 1998). Para dióxidos de azoto e, em menor grau para o ozono, esta aproximação necessita ser ligada a um modelo reactivo de forma a melhorar os cálculos.

Embora o modelo das resistências tenha algumas limitações, permite a generalização dum número limitado de medições de campo, devido à sua capacidade para quantificar a contribuição relativa aos mecanismos atmosféricos e de superfície, nos processos de emissão/deposição.

As resistências aerodinâmicas R_a à transferência de massa e calor, entre as alturas z e z_0 , são geralmente assumidas como semelhantes. Esta resistência que é função da velocidade do vento, das propriedades da superfície e da estabilidade atmosférica, pode ser definida segundo Garland (in Erisman, 1992) pela seguinte equação:

$$R_a(z) = \frac{1}{ku_*} \left[\ln \left(\frac{z-d}{z_0} \right) - \Psi_h \left(\frac{z-d}{L} \right) + \Psi_h \left(\frac{z_0}{L} \right) \right] \quad (2.3)$$

na qual u^* é a velocidade de atrito, L é o comprimento de Monin Obukhov e $\Psi((z-d)/L)$ é uma função de estabilidade integrada para o calor. Estas podem ser determinadas usando os procedimentos descritos em Erisman (1993). O deslocamento do plano de referência, d está associado à altura da canóia. É frequentemente estimado como cerca de 70% da altura da vegetação. Este parâmetro é importante para as medições sobre vegetação alta e densa ou sobre áreas construídas podendo ser desprezado em condições de cobertura de vegetação rasteira (Pio e Feliciano, 1998).

A resistência da camada quasi laminar R_b pode ser escrita em termos de z_0 e z_{0c} em relação a R_a conforme Hicks *et al* (1987):

$$R_b = \frac{1}{ku^*} \ln\left(\frac{z_0}{z_{0c}}\right) \quad (2.4)$$

onde z_{0c} é a escala de rugosidade apropriada ao poluente. Os valores de R_b foram determinados por modelação efectuada por várias equipas de investigação (Thom, 1975; Garrat and Hicks, 1973; Brutsaert, 1975 in Erisman, 1993). Estas investigações confirmam que R_b é fortemente influenciado pela difusividade do material a ser transferido e pela rigidez da superfície. O valor de R_b não pode ser calculado directamente pela equação 2.4 pois o valor de z_{0c} é desconhecido.

Pode estimar-se a resistência R_b usando a formulação apresentada por Hicks *et al* (1987):

$$R_b = \frac{2}{ku^*} \left(\frac{Sc}{Pr}\right)^{2/3} \quad (2.5)$$

onde Pr e Sc são os números de *Prandtl* e *Schmidt*, respectivamente. Pr é igual a 0,72 e o número de *Schmidt* é específico para cada espécie de gases.

A resistência de superfície R_c envolve a captura física ou a interacção química do poluente com a superfície, fazendo com que a descrição analítica seja algo complexa para a maioria das espécies de gases. R_c é frequentemente a resistência que controla o fluxo de deposição e, por isso, o esforço de investigação na estimativa de R_c para aplicação em modelos tem sido considerável. Na literatura podem ser encontrados vários modelos que diferem quer no tipo quer na complexidade (Wesely, 1989; Padro *et al*, 1992; Erisman *et al*, 1993, 1994).

No entanto, estes modelos devem ser o mais simples e genéricos possível, de forma a ser viável o seu uso, quer em campanhas experimentais, quer em modelos de transporte. Modelos mais detalhados e complexos permitem o aprofundamento do conhecimento dos mecanismos de deposição seca, mas a grande quantidade de informação necessária limita a sua aplicação. Por estes motivos os modelos com resistências múltiplas baseados na aproximação "big leaf" são, actualmente, bastante usados (Pio e Feliciano, 1998). Nestes

modelos, usa-se uma única resistência estomática, uma única resistência mesofílica, uma única resistência externa da folha, para caracterizar a canópia como um todo (ver Figura 2.7).

A resistência de superfície R_c é uma combinação deveras complexa de várias resistências individuais, em paralelo ou em série, que representam os potenciais sorvedouros para o gás em questão dentro do sistema planta-solo-água (Hicks and Matt, 1988). De uma forma simplificada, R_c pode ser descrito pela seguinte equação:

$$\frac{1}{R_c} = \frac{1}{R_{stom} + R_m} + \frac{1}{R_{cut}} + \frac{1}{R_{solo}} + \frac{1}{R_{água}} + \dots \quad (2.6)$$

onde R_{stom} , R_m e R_{cut} representam os diferentes caminhos através da canópia (estoma, mesófilo e cutícula, respectivamente), R_{solo} caracteriza a superfície nua e $R_{água}$ refere-se às superfícies aquáticas.

2.3.3.3 Técnicas de medição

Entre os métodos para medir a deposição seca, os micro-meteorológicos são os mais adequados para determinar a deposição seca para muitos gases. Contrariamente aos métodos tradicionalmente usados (métodos da caixa, colectores de superfície, etc.), os micrometeorológicos são aplicados *in situ* sem causar qualquer perturbação da superfície. Além disso, os fluxos são estudados ao nível do ecossistema (escala na ordem dos hectares) e podem ser generalizados para uso em modelos de transporte atmosférico.

Com estas técnicas, as medições devem ser conduzidas em condições ideais, isto é, em áreas planas, homogéneas, extensas e de preferência distantes de fontes emissoras.

Nesta secção são abordados dois métodos micro-meteorológicos: o método do "eddy correlation" (correlação turbulenta) e o método do gradiente de concentração. No primeiro e mais directo dos métodos, o fluxo é derivado das medições da componente vertical da velocidade do vento e da concentração do gás. Com o outro método, gradiente de concentração, o fluxo é obtido a partir de medições da concentração do ar a várias alturas acima da superfície receptora e de variáveis meteorológicas.

Eddy correlation

O método do *eddy correlation* mede o transporte turbulento (fluxo vertical) de um componente através da correlação das flutuações da concentração do constituinte, C , com as flutuações da velocidade vertical do vento, w , para um determinado período de tempo (usualmente entre 15 a 30 minutos):

$$F = \overline{w'c'} \quad (2.7)$$

A principal desvantagem deste método prende-se com a necessidade de usar instrumentos com tempos de resposta entre 0.1 e 1 segundo, de modo a medir todas as flutuações que contribuem para a deposição do constituinte em causa (Baldocchi, 1988). A necessidade de instrumentos químicos de resposta rápida limita a aplicação desta técnica a algumas espécies químicas. Existem sensores químicos de resposta rápida para O_3 e NO_2 .

Método do gradiente

Com este método, os fluxos turbulentos verticais são obtidos por analogia ao princípio da difusão molecular, ou seja, o fluxo turbulento é calculado pelo produto entre o gradiente vertical médio de concentração $\frac{\partial C}{\partial z}$ e o coeficiente de difusividade turbulenta $K_t(z)$:

$$F_c = -K_t \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{kzu_*}{\phi_c(\frac{z}{L})} \frac{\partial c}{\partial z} \quad (2.8)$$

onde k é a constante de von Karman ($=0.4$), u_* a velocidade tangencial, ϕ_c é uma função de correcção de estabilidade, z é a altura da medição e L é o comprimento de Monin-Obuckov. Por convenção, fluxos negativos indicam deposição enquanto que fluxos positivos representam emissão da superfície. (Ver Erisman and Draaijers, 1995 para uma descrição mais detalhada destes métodos).

Esta técnica é particularmente atractiva para medir fluxos de espécies químicas para as quais não existem sensores químicos de resposta rápida.

2.4 Modelação da Deposição Atmosférica

2.4.1 Situação actual

Os objectivos na modelação da deposição e na modelação de transporte a longa distância são diferentes: na primeira pretende-se estimar a entrada nos ecossistemas de uma forma tão precisa quanto possível enquanto a modelação de transporte a longa distância pretende determinar a distribuição dos poluentes (concentração e deposição) com base em estimativas de emissões e cálculos de dispersão.

Na aplicação de estratégias de redução de poluição troposférica à escala nacional ou europeia, é desejável o conhecimento quer da deposição quer da distribuição da poluição. Quando as estratégias de redução de emissões são baseadas no conceito de carga crítica (ver cap. 3), a deposição tem de ser determinada ao nível do ecossistema. Reduções de emissões baseadas nos níveis críticos devem ser conhecidas por país e/ou por fonte de emissão ou actividade. Estas duas aproximações devem estar ligadas de modo a avaliar a cadeia completa desde a emissão até à deposição para o desenvolvimento de estratégias de redução adequadas. Este processo requer, pelas razões expostas, a parametrização dos mecanismos de deposição ao nível do ecossistema (UNECE,1995).

Ao nível nacional foram desenvolvidos alguns estudos que mostram a variação local da deposição: no Reino Unido (RGAR, 1990), na Suécia (UNECE, 1995) e na Holanda (Erisman, 1992). Nestes modelos o fluxo de deposição seca é inferido como o produto da concentração no ar dos componentes de interesse e a sua velocidade de deposição seca, enquanto o fluxo de deposição húmida é obtido pela interpolação de valores medidos.

Um exemplo a este nível é o modelo de deposição DEADM (Dutch Empirical Acid Deposition Model) desenvolvido para descrever a deposição de poluentes acidificantes em pequena escala, na Holanda. Este modelo tem um módulo de deposição seca e húmida tendo sido objecto de avaliação intensa (Erisman and Draaijers, 1995). A deposição foi estimada para uma grelha à escala de 5x5 km. Com o modelo DEADM foi calculada a deposição de compostos acidificantes para os anos 1980 a 1993.

Recentemente, e no âmbito do Protocolo de Gotenburgo (UNECE,1999), foi usado um modelo de transporte a longa distância, para determinar a deposição de acidificantes, azoto e níveis de ozono (IIASA, 2000). Este modelo foi utilizado na perspectiva duma

metodologia chamada avaliação integrada. Esta metodologia combina informação sobre cargas críticas, padrões de deposição e custos de redução, de modo a estimar a redução de emissões para cada país pertencente à CLRTAP (Figura 2.8).



Figura 2.8 – O modelo de Avaliação Integrada (adaptado de UNECE, 1999).

O modelo RAINS é uma ferramenta numérica para análise de estratégias alternativas para a redução da acidificação e eutrofização de ecossistemas na Europa (IIASA, 2000). Os cenários obtidos, com o modelo desenvolvido no International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), conduziram as negociações para a redução de emissões em cada país participante no Protocolo de Gotenburgo.

A parametrização dos mecanismos de deposição pode ser baseada em medições efectuadas em laboratório, pelo método de caixa ou por medições de fluxos de poluentes, através da realização de campanhas experimentais para um determinado ecossistema ou clima. Com este objectivo e com recurso ao modelo numérico denominado por sistema MAR IV efectuaram-se cálculos de deposição seca de ozono (Borrego *et al*, 2000) na região de Lisboa. A parametrização efectuada no módulo de deposição foi testada com medições de fluxos de deposição realizados em ecossistemas característicos do Sul da Europa.

O sistema MAR IV (Modelo Atmosférico Regional) é a ferramenta numérica utilizada no âmbito deste trabalho para a parametrização do módulo de deposição deste sistema de modelos. O sistema MAR IV (Barros, 1999) é constituído por dois modelos, um

mesometeorológico de prognóstico e um fotoquímico de dispersão. Nos pontos seguintes apresenta-se uma descrição sucinta dos modelos que fazem parte do sistema bem como do módulo de deposição.

2.4.2 Tratamento do processo de deposição no sistema MAR IV

O sistema de modelos MAR IV é constituído por um mesometeorológico (Colorado State University Mesometeorological Model - CSUMM), responsável pela modelação das circulações de mesoscala e de diversos parâmetros meteorológicos e, um outro, fotoquímico (Urban Airshed Model - UAM), responsável pela modelação dos processos químicos, de transporte e remoção dos poluentes na atmosfera. A remoção de muitos tipos de poluentes como o ozono e óxidos de azoto pela superfície é feita através do processo de deposição seca. No modelo UAM, considera-se que a deposição seca ocorre em dois passos: a transferência dos poluentes através da atmosfera para a superfície e a remoção dos poluentes pela vegetação ou outros materiais na superfície. Este processo envolve uma resistência ao transporte de massa e uma resistência à remoção pela superfície. A primeira resistência é estimada com base em considerações teóricas sobre o transporte turbulento na camada limite atmosférica. A resistência de superfície é obtida a partir de dados experimentais sobre a remoção de poluentes por vários tipos de superfícies (Figura 2.9).

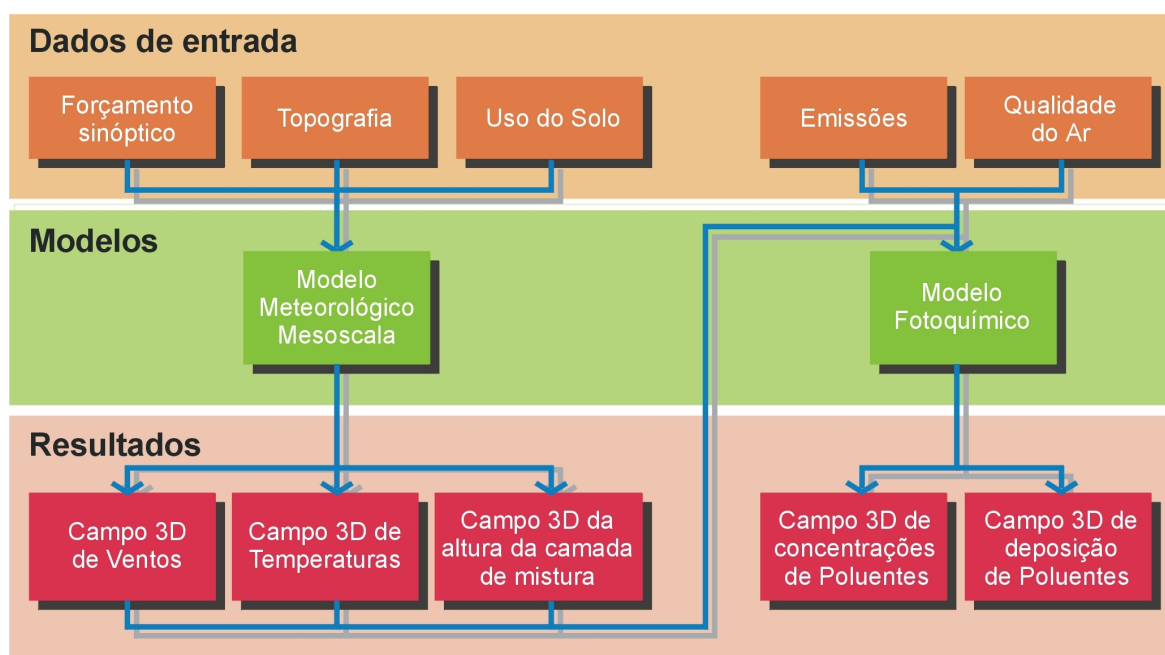


Figura 2.9 – Representação esquemática do Sistema MAR.

A interligação entre os modelos é realizada por um processador que gera, a partir dos campos das variáveis meteorológicas de interesse criados pelo modelo mesometeorológico, os ficheiros "meteorológico-dependentes" necessários ao modelo fotoquímico (Barros, 1999).

2.4.2.1 A modelação mesometeorológica

O modelo mesometeorológico utilizado é uma versão do Colorado State University Mesometeorological Model (CSUMM) originalmente desenvolvido por Pielke (1974). A partir desta versão original, o modelo tem vindo a evoluir através de contribuições várias, das quais se destaca a última versão desenvolvida por Kessler e Douglas (1992), usada como base para este trabalho.

O modelo inclui o cálculo dos fluxos de calor e parametrizações detalhadas para a camada limite superficial e atmosférica. Foi especialmente desenvolvido para a simulação dos escoamentos de mesoscala gerados pelo aquecimento superficial diferenciado (i.e. brisas costeiras) e em terreno de orografia complexa (i.e. circulações em encostas e vales).

O modelo requer informação do terreno (topografia e cobertura terra/água), dos perfis verticais dos parâmetros meteorológicos de inicialização, temperatura potencial e humidade específica, à escala do domínio de cálculo, e velocidade e direcção do vento geostrófico.

Baseado nas equações primitivas simplificadas pela adopção das aproximações hidrostática, da incompressibilidade e de Boussinesq, o modelo pode ser executado a uma, duas ou três dimensões. O sistema de equações é desenvolvido, tal como descrito por Pielke (1984), sendo usado um fecho de primeira ordem para os termos de correlação resultantes. O sistema de coordenadas vertical é do tipo influenciado pelo terreno ("terrain following") com malha vertical variável, o que simplifica a aplicação do modelo a domínios de orografia complexa (Barros, 1999).

Descrição física do modelo

A descrição dos fenómenos físicos da atmosfera, neste caso, as circulações atmosféricas de mesoscala, é feita através da resolução do sistema de equações fundamentais com base na adopção de várias aproximações, tal como anteriormente referido: hidrostática, incompressibilidade e de Boussinesq.

A transformação das equações de base de coordenadas Cartesianas para o sistema de coordenadas influenciadas pelo terreno é feita admitindo a aproximação dita de declive suave (Barros, 1999). Esta aproximação requer:

$$\tan(\beta) \ll 1 \quad (2.9)$$

onde β é o ângulo do declive do terreno. Se a inclinação for da ordem dos 15% o erro associado à aproximação pode ser desprezado.

Estas coordenadas influenciadas pelo terreno são definidas como:

$$z^* = \frac{\bar{s} (z - z_G)}{(z - z_G)} \quad (2.10)$$

onde s é a altura do topo do domínio em coordenadas Cartesianas (s é uma superfície plana), z a coordenada cartesiana vertical e z_G a altura do solo.

Com estas aproximações, as equações base em coordenadas influenciadas pelo terreno são :

Quantidade de movimento segundo u :

$$\frac{du}{dt} = -\theta \frac{\partial \pi}{\partial x} + g \left(\frac{z^* - \bar{s}}{\bar{s}} \right) \frac{\partial z_G}{\partial x} + f(v - v_g) + \left(\frac{\bar{s}}{\bar{s} - z_G} \right)^2 - \frac{\partial}{\partial z^*} \left(K_m \frac{\partial u}{\partial z^*} \right) \quad (2.11)$$

Quantidade de movimento segundo v :

$$\frac{dv}{dt} = -\theta \frac{\partial \pi}{\partial y} + g \left(\frac{z^* - \bar{s}}{\bar{s}} \right) \frac{\partial z_G}{\partial y} - f(u - u_g) + \left(\frac{\bar{s}}{\bar{s} - z_G} \right)^2 - \frac{\partial}{\partial z^*} \left(K_m \frac{\partial v}{\partial z^*} \right) \quad (2.12)$$

A equação da quantidade de movimento segundo w foi simplificada pela aproximação hidrostática :

$$\frac{\partial \pi}{\partial z^*} = \left(\frac{\bar{s} - z_G}{\bar{s}} \right) \frac{g}{\theta} \quad (2.13)$$

Equação da energia :

$$\frac{d\theta}{dt} = \left(\frac{\bar{s}}{\bar{s} - z_G} \right)^2 \frac{\partial}{\partial z^*} \left(K_h \frac{\partial \theta}{\partial z^*} \right) + S_\theta \quad (2.14)$$

Equação para a conservação da água :

$$\frac{dq}{dt} = \left(\frac{\bar{s}}{\bar{s} - z_G} \right)^2 \frac{\partial}{\partial z^*} \left(K_h \frac{\partial q}{\partial z^*} \right) + S_q \quad (2.15)$$

Equação da continuidade :

$$\frac{\partial w^*}{\partial z^*} = - \left(\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{1}{\bar{s} - z_G} \left(u \frac{\partial z_G}{\partial x} + v \frac{\partial z_G}{\partial y} \right) \quad (2.16)$$

Nas equações anteriores:

$$\frac{d}{dt} = \frac{\partial}{\partial t} + u \frac{\partial}{\partial x} + v \frac{\partial}{\partial y} + w^* \frac{\partial}{\partial z^*} \quad (2.17)$$

onde x , y e z^* são transformadas nas coordenadas influenciadas pelo terreno, e u , v e w^* são as correspondentes transformadas das componentes da velocidade. Os termos S_θ e S_q são os termos fonte/sumidouro para a temperatura potencial e humidade, respectivamente.

O cálculo da turbulência, que conjuntamente com o balanço radiativo são os processos físicos mais importantes a serem parametrizados num modelo de prognóstico, é conseguido através da aplicação de um fecho de turbulência de primeira ordem com base na teoria K através dos coeficientes de difusividade turbulenta. O balanço radiativo é calculado com base no método da emissividade da radiação de grande comprimento de onda e um método implícito de multi-camadas para a radiação de pequeno comprimento de onda (Barros, 1999).

2.4.2.2 A modelação fotoquímica

Como modelo base neste trabalho foi usado o Urban Airshed Model (UAM) (USEPA, 1990). Trata-se de um modelo que tem vindo a ser sucessivamente desenvolvido desde o

início dos anos 70 nos Estados Unidos e adaptado e aplicado em diversos países Europeus e no Japão.

O UAM é um modelo Euleriano tridimensional desenvolvido para a simulação dos processos físico-químicos associados à produção, transporte, dispersão e deposição de poluentes atmosféricos reactivos e inertes. Tem por base a solução da equação da continuidade, a qual expressa a conservação da massa de cada poluente num escoamento turbulento.

O modelo considera fontes emissoras antropogénicas e biogénicas em área variáveis no tempo e no espaço. Possui ainda um módulo específico para o cálculo da sobrelevação das emissões provenientes de fontes pontuais de elevada potência permitindo assim, o lançamento das emissões deste tipo de fonte no nível vertical adequado.

As reacções químicas na atmosfera são simuladas pelo mecanismo fotoquímico, Carbon Bond IV, onde são consideradas mais de 80 reacções e mais de 30 espécies químicas.

A remoção dos poluentes é considerada por deposição seca pelo conceito de velocidade de deposição tendo em conta a cobertura do solo e o cálculo das condições micrometeorológicas na camada adjacente à superfície.

O esquema numérico é composto por vários passos fraccionados. A parte advectiva é resolvida por um método proposto por Smolarkiewicz (Barros, 1999). A componente dispersiva recorre à diferenciação finita clássica, explícita para a difusão horizontal e implícita para a difusão vertical. As reacções químicas são resolvidas por um esquema quasi-estacionário para as espécies de baixa massa molecular e alta reactividade e um algoritmo de Crank-Nicholson, numericamente mais eficiente, para a solução das restantes espécies.

O modelo é aplicado para períodos curtos, de 8 a 72 horas sobre um domínio até 500 km com uma malha de cálculo rectangular de 2 a 10 km de lado. Na vertical podem considerar-se vários níveis variáveis no tempo e no espaço (Barros, 1999).

Formulação do modelo

O UAM tem por base a solução da equação da continuidade, a qual expressa a conservação da massa de cada poluente num escoamento turbulento. Assim, considere-se a equação da continuidade normalizada para dimensão vertical do domínio (Killus et al., 1977):

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(\Delta H c_i) + \frac{\partial}{\partial x}(u \Delta H c_i) + \frac{\partial}{\partial y}(v \Delta H c_i) + \frac{\partial}{\partial \rho}(W c_i) = \\ \frac{\partial}{\partial x} \left(K_H \Delta H \frac{\partial c_i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_H \Delta H \frac{\partial c_i}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial \rho} \left(\frac{K_V}{\Delta H} \frac{\partial c_i}{\partial \rho} \right) + R_i \Delta H + S_i \Delta H + L_i \Delta H \end{aligned} \quad (2.18)$$

onde,

$$W = w - u \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \rho \frac{\partial \Delta H}{\partial x} \right) - v \left(\frac{\partial h}{\partial y} + \rho \frac{\partial \Delta H}{\partial y} \right) - \rho \frac{\partial \Delta H}{\partial t}$$

$$\rho = \frac{z - h(x, y)}{\Delta H}$$

c_i - concentração do poluente i função do espaço x, y, z e do tempo t ;

ΔH - extensão vertical do domínio de modelação;

u, v, w - componentes horizontal (u, v) e vertical (w) da velocidade do vento;

K_H, K_V - coeficientes de difusividade turbulenta horizontal e vertical;

R_i - produção efectiva do poluente reactivo i ;

S_i - taxa de emissão do poluente i ;

L_i - Taxa de remoção do poluente i pela superfície;

$h(x, y)$ - cota do terreno.

Para a solução numérica desta equação para um determinado intervalo de tempo, o modelo utiliza uma aproximação de diferenças finitas denominada método dos passos fraccionados (USEPA, 1990). Esta técnica permite transformar o problema tridimensional original (x, y, z, t), numa série de três problemas bi-dimensionais em (x, t), (y, t) e (ρ, t)

resolvidos sequencialmente e aos quais é adicionado mais um, para a inclusão do mecanismo de reacção química :

Advecção e difusão segundo x,

$$\frac{\partial}{\partial t} (\Delta H c_i) + \frac{\partial}{\partial x} (u \Delta H c_i) = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_H \Delta H \frac{\partial c_i}{\partial x} \right) \quad (2.19)$$

Advecção e difusão segundo y

$$\frac{\partial}{\partial t} (\Delta H c_i) + \frac{\partial}{\partial y} (v \Delta H c_i) = \frac{\partial}{\partial y} \left(K_H \Delta H \frac{\partial c_i}{\partial y} \right) \quad (2.20)$$

Advecção e difusão segundo z

$$\frac{\partial}{\partial t} (\Delta H c_i) + \frac{\partial}{\partial \rho} (w c_i) = \frac{\partial}{\partial \rho} \left(\frac{K_v}{\Delta H} \frac{\partial c_i}{\partial \rho} \right) + S_i \Delta H \quad (2.21)$$

Mecanismo químico

$$\frac{\partial}{\partial t} (\Delta H c_i) = R_i \Delta H \quad (2.22)$$

As emissões e a deposição são consideradas no terceiro passo.

Quando a região é segmentada em n camadas, haverá n sistemas de equações com os passos anteriores, diferindo entre elas apenas na definição de ΔH .

A advecção no UAM é introduzida pela especificação das componentes zonal e meridional do vento em cada nível vertical. A componente vertical do vento é calculada no UAM a partir da equação da conservação da massa.

No modelo assume-se que a dispersão dos poluentes é proporcional ao gradiente de concentrações. O factor de proporcionalidade é traduzido pelos coeficientes de difusividade turbulenta (K_H e K_V na equação da continuidade).

O mecanismo reactivo químico

Normalmente, são usadas duas aproximações para condensar um mecanismo cinético num número razoável de espécies e de reacções para uso em modelos de qualidade do ar: "agregação" (lump) feita em termos da reactividade de moléculas inteiras e "ligação de carbono" (Carbon-Bond) realizada em termos da reactividade das diferentes estruturas moleculares classificando-as segundo o número ou tipo de ligação entre átomos de carbono. Na primeira aproximação as espécies orgânicas com produtos e taxas de reacção semelhantes são combinadas numa única espécie dita "agregada". Na aproximação do tipo "ligação de carbono" as espécies orgânicas são desagregadas segundo o tipo das suas ligações de carbono independentemente da molécula em que ocorrem.

O "Carbon Bond Mechanism", CB - IV, usado no UAM foi criado a partir de um outro mecanismo, mais complexo, o CBM-EX (Carbon Bond Mechanism EXpanded) (Killus e Whitten, 1982). Este mecanismo trata as reacções de quatro tipos diferentes de espécies: espécies inorgânicas, espécies orgânicas que, pela especificidade ou importância para o ambiente, são tratadas individualmente, espécies orgânicas tratadas pela aproximação de "carbon-bond" e espécies orgânicas tratadas pela aproximação "lumped".

A aproximação por "carbon-bond" é usada para descrever a química de três tipos diferentes de ligações encontradas na maioria das moléculas orgânicas. As ligações simples entre átomos de carbono, PAR (parafinas), usada para representar a química dos alcanos e a maioria dos grupos alquila encontradas em outros compostos orgânicos; a representação OLE (olefinas) usada para descrever a química das ligações duplas carbono-carbono existentes nos 1-alcenos e representação ALD 2, que também contém dois átomos de carbono, usada para representar o grupo -CHO e o átomo de carbono adjacente no acetaldeído e outros aldeídos de peso molecular superior. Esta representação é igualmente usada para as espécies 2-alceno, dado estas espécies reagirem rapidamente no ambiente atmosférico natural produzindo aldeídos.

Por outro lado, a representação dos compostos aromáticos é feita de duas formas: o TOL, que representa as espécies de 7 átomos de carbono nos quais estão incluídas as estruturas dos monoalquilbenzenos, sendo a sua química baseada nas reacções do

tolueno e o XYL, que representa as estruturas de 8 carbonos usada para a representação dos dialquilbenzenos e os trialkilbenzenos, sendo a sua química baseada no m-xileno.

No entanto, este mecanismo envolve 204 reacções e 87 espécies o que torna difícil a sua utilização em modelos de qualidade do ar. Assim, o mecanismo CB IV surge como uma variante simplificada do mecanismo CBM-EX, tornando viável a sua utilização nesse tipo de modelos sem comprometer significativamente a qualidade da solução alcançada (Barros, 1999).

Para isso, foram aplicadas algumas técnicas com o fim de condensar o mecanismo CBM-EX no mecanismo CB IV, nomeadamente:

- Eliminação de reacções e produtos considerados irrelevantes;
- Criação de um radical peroxi universal;
- Manipulação matemática e algébrica para limitar o número de reacções;
- Agregação de produtos de reacção secundários.

Como resultado deste trabalho de condensação, o mecanismo CB IV passou a envolver apenas cerca de 80 reacções e mais de 30 espécies químicas diferentes. Para solucionar o sistema de equações resultante da aproximação CB IV, o UAM usa um esquema quasi-estacionário para as espécies de baixa massa molecular e alta reactividade e um algoritmo de Crank-Nicholson, numericamente mais eficiente, para a solução das restantes espécies. No Quadro 2.3 é apresentada uma lista das principais espécies usadas no mecanismo CB-IV do UAM.

Quadro 2.3 - Definição das principais espécies usadas no UAM (CB IV).

Espécies do UAM	Nome da espécie química
NO	Óxido de azoto
NO2	Dióxido de azoto
O3	Ozono
HONO	Ácido nitroso
HNO3	Ácido nítrico

Espécies do UAM	Nome da espécie química
PNA	Ácido peroxinítrico (HO_2NO_2)
H2O2	Peroxido de hidrogénio
CO	Monóxido de carbono
FORM	Formaldeído ($\text{CH}_2=\text{O}$)
ALD2	Aldeídos de elevado peso molecular (RCHO , $\text{R}>\text{H}$)
PAN	Peroxiacetil nitrato ($\text{CH}_3\text{C}(\text{O})\text{O}_2\text{NO}_2$)
PAR	Ligação de carbono parafínica ($\text{C}-\text{C}$)
OLE	Ligação de carbono olifínica ($\text{C}=\text{C}$)
ETH	Eteno ($\text{CH}_2=\text{CH}_2$)
TOL	Tolueno ($\text{C}_6\text{H}_5-\text{CH}_3$)
CRES	Cresol e fenois de maior peso molecular
OPEN	Fragmentos de ácidos aromáticos
XYL	Xileno ($\text{C}_6\text{H}_6-\text{CH}_3$) ₂)
MGLY	Metil de Glioxal ($\text{CH}_3\text{C}(\text{O})\text{C}(\text{O})\text{H}$)
NXOY	Total de compostos azotados ($\text{NO}+\text{NO}_2+\text{N}_2\text{O}_5+\text{NO}_3$)
MEOH	Metanol (opção)
ETOH	Etanol (opção)
ISOP	Isopreno (opção)

Tratamento do processo de deposição

O fluxo (F) de um gás para uma superfície pode ser representado pela Equação (2.1) e ocorre em três fases, conforme já referido em 2.3.3.1. Qualquer metodologia para o tratamento do processo de deposição deve ter em conta essas três fases anteriormente descritas.

O módulo de deposição presente no UAM assume que a deposição seca se processa em duas fases: transporte dos poluentes através da atmosfera para a superfície e remoção pela vegetação ou outros materiais. Este processo envolve uma resistência ao transporte de massa (R_m), onde se inclui R_a e R_b , e uma resistência à remoção pela superfície (R_c). Assim, a resistência total (R_d) é igual a $R_d = R_m + R_c$ e o fluxo de deposição é determinado através de $F = -V_d * C = \frac{C}{R_d}$.

Chamberlain (1966) assumiu que a massa e a quantidade de movimento eram transferidas através da camada limite turbulenta da mesma forma e à mesma taxa. A resistência à transferência de quantidade de movimento é dada por,

$$R_m(\text{momento}) = \frac{u(z)}{u_*^2}$$

onde

$$u_*^2 = \frac{\tau}{\rho}$$

$u(z)$, é a velocidade do vento à altura z , τ é a tensão tangencial na camada superficial, onde é constante, e ρ a massa volúmica do ar.

Owen e Thomson (1963) propuseram uma correcção empírica para a diferença entre as taxas de difusão da quantidade de movimento e de massa. Estes autores expressaram a resistência difusiva como,

$$R_m = R_m(\text{momento}) + R_b$$

onde,

$$R_b = B^{-1} u_*^{-1}$$

e

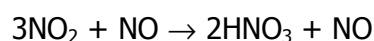
$$B^{-1} = 2.2 u_*^{-1/3}$$

Determinada a resistência ao transporte de massa, desde que seja conhecida experimentalmente a resistência R_c para diversas superfícies e poluentes é possível o cálculo do fluxo de deposição.

Quando a taxa de mistura turbulenta se torna elevada, o transporte de massa para a superfície é muito rápido, tendendo para zero a resistência ao transporte na camada limite. Nestas condições, o processo de deposição é apenas controlado pela resistência à transferência superficial tornando possível a sua determinação laboratorial. Seguindo o trabalho de Ames e seus colaboradores (1985), no modelo foi incluída a resistência à transferência superficial de diversos poluentes numa superfície com um coberto vegetal de uma espécie designada por alfalfa.

Para outros tipos de cobertura do terreno é necessário aplicar um factor correctivo consoante o coberto do solo.

Saliente-se o facto do modelo considerar o processo de conversão de NO_2 em NO por efeito da vegetação pela reacção,



sendo adicionado ao termo fonte de NO uma emissão superficial equivalente a um terço da deposição de NO_2 . A velocidade de deposição do NO_2 , por seu lado, é corrigida de forma a considerar esta conversão.

No modelo a remoção dos poluentes por deposição é tratada pela condição fronteira das células mais próximas do solo seguindo a metodologia numérica exposta anteriormente.

Capítulo 3

3 Relação entre a deposição atmosférica e cargas críticas

O conceito de cargas/níveis críticos é largamente aceite na Europa como base para estratégias de controle da poluição. Este conceito envolve a existência de diferentes capacidades dos vários ecossistemas para receberem poluentes atmosféricos sem sofrerem modificações perniciosas que alterem o equilíbrio ecológico ou danifiquem directamente a vegetação. Os valores de cargas críticas podem ser comparados com valores de deposição de poluentes medidos ou calculados, resultando na definição das áreas onde as cargas críticas são excedidas.

Após um enquadramento histórico, apresenta-se o conceito de cargas/níveis críticos e as metodologias usadas na sua estimativa. O papel da deposição atmosférica na aplicação deste conceito é também descrito.

3.1 Enquadramento/Antecedentes

A poluição transfronteiriça, tal como o seu nome indica, é um tipo de poluição que não respeita fronteiras e cujos impactes podem estar localizados em países distintos dos países emissores.

Em 1979, a Comissão Económica Europeia das Nações Unidas (UNECE) adoptou a Convenção sobre Transporte de Poluentes Atmosféricos a Longa Distância (CLRTAP). Esta convenção conhecida como a Convenção de Genebra, foi ratificada em 13 de Novembro de 1979, entrou em vigor a 16 de Março de 1983 e foi ratificada por 31 países membros, entre os quais a União Europeia e por conseguinte, Portugal.

Entre os objectivos (compromissos) assumidos pelos países participantes destacam-se os seguintes (CIEMAT, 1996):

- Limitar e reduzir a poluição atmosférica transfronteiriça;
- Rever periodicamente as políticas e estratégias nacionais de redução de poluentes;

- Colaborar com o programa EMEP (Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe), dedicado à monitorização em contínuo e à avaliação do transporte a longa distância

As primeiras deliberações ao abrigo do Protocolo resultante da Convenção LRTAP identificaram os óxidos de enxofre e de azoto como os poluentes mais importantes com efeitos a longa distância. Como resultado da falta de informação científica sobre a ligação entre causas e efeitos, as primeiras medidas de redução das emissões basearam-se no estabelecimento de uma taxa de redução igualitária para todos os países. Esta redução estabeleceu-se através do Primeiro Protocolo sobre o Enxofre assinado em Helsínquia em 1985, que impôs uma redução de 30% nas emissões de SO₂, por comparação com 1980, a ser atingida em 1993.

O Protocolo de Sófia, realizado em 1988, utilizou já uma nova aproximação ao controlo das emissões de óxidos de azoto, baseada numa relação causa-efeito. Esta metodologia, denominada "Carga Crítica", viria a ser a base das futuras estratégias de combate à poluição atmosférica e tem como objectivo conseguir uma ligação mais directa entre a redução das emissões de poluentes e os efeitos no ambiente. A magnitude e a distribuição espacial dos efeitos no ambiente passaram, com base nesta estratégia, a servir para tornar prioritárias as reduções nas emissões de modo a conseguir-se o máximo efeito de melhoria do ambiente com o mínimo de recursos económicos.

Nos anos seguintes até 1994, o conceito de carga crítica foi desenvolvido e aplicado no âmbito de várias sessões de trabalho organizadas pela CLRTAP. O Protocolo de Oslo, assinado em Junho de 1994, onde foi revisto o protocolo relativo ao enxofre, foi baseado na metodologia de cargas/níveis críticos (UBA, 1996).

O recente Protocolo de Gotenburgo para a redução da Acidificação, Eutrofização e Ozono, incorpora o conceito das cargas críticas numa metodologia mais abrangente denominada avaliação integrada já referida na secção 2.4 (ver Figura 2.8).

A aplicação do conceito de cargas/níveis críticos e o papel dos mapas de cargas/níveis críticos no desenvolvimento e implementação de estratégias de controle de poluição, é apresentado na Figura 3.1.

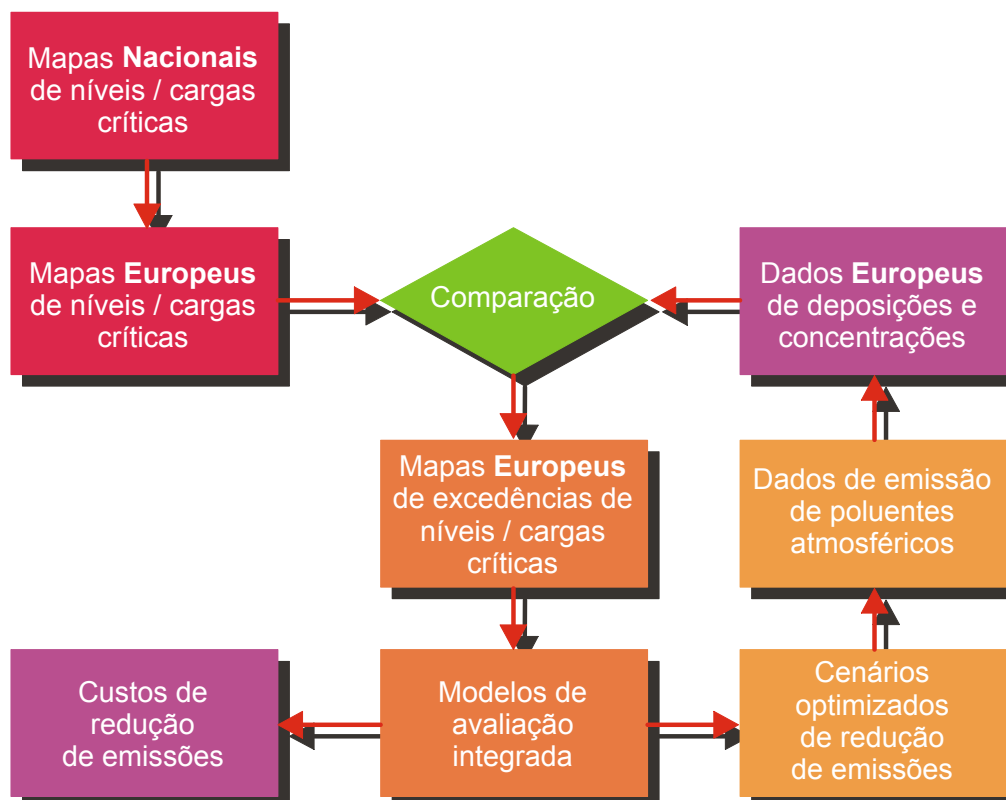


Figura 3.1 – Cargas críticas e estratégias de redução (adaptado de UBA, 1996).

3.2 Cargas/níveis críticos

3.2.1 O conceito

O conceito dos limites críticos desenvolveu-se fundamentalmente durante a década de oitenta. Este conceito envolve a existência de diferentes capacidades dos vários ecossistemas, para receberem poluentes atmosféricos sem sofrerem modificações perniciosas, que alterem o equilíbrio ecológico ou danifiquem directamente a vegetação e baseia-se numa relação dose-efeito (Figura 3.2). O valor máximo de poluentes que cada sistema poderá suportar sem consequências perniciosas denomina-se “carga crítica” ou “nível crítico” consoante se considerem poluentes que exercem efeitos cumulativos (como os efeitos da acidez e eutrofização) ou efeitos imediatos relacionados com os níveis atmosféricos (como, por exemplo, o efeito do ozono sobre a vegetação) (Bull, 1991).

Do ponto de vista dos efeitos regionais da poluição atmosférica é necessário, portanto, efectuar duas avaliações, para aplicar esta metodologia:

- Determinar a sensibilidade dos diferentes ecossistemas em relação à poluição atmosférica, através do estabelecimento de mapas de cargas críticas;
- Avaliar os níveis de poluição atmosférica no espaço e no tempo através do estabelecimento de mapas de concentração ou deposição de poluentes da atmosfera.

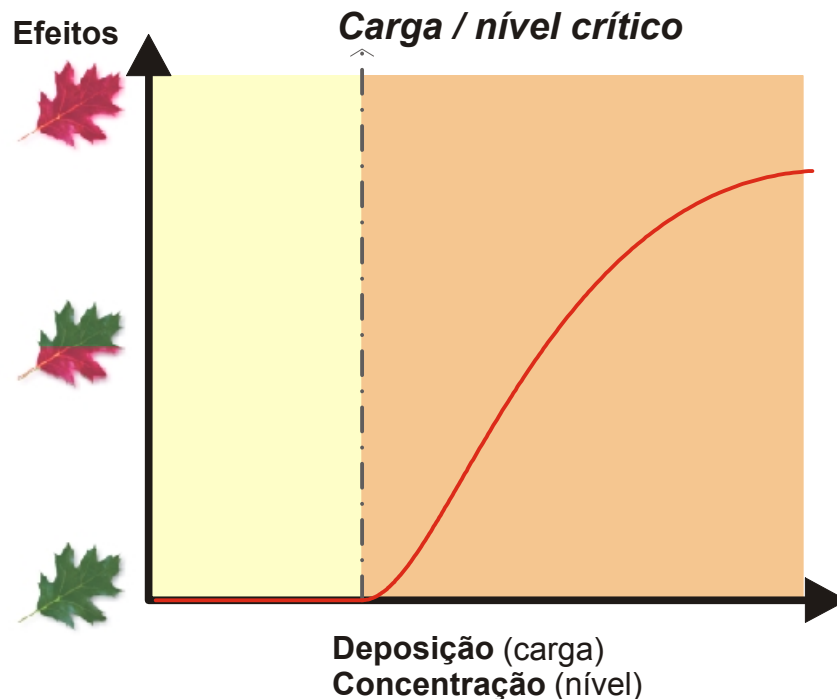


Figura 3.2 – Representação de cargas críticas como relação dose-efeito (adaptado de Bull, 1992).

Durante a última década tem havido um acentuado esforço no sentido de estabelecer, para os diferentes países europeus e mundiais, mapas de limites críticos, de modo a determinar quais as regiões onde a capacidade crítica do ecossistema já foi ultrapassada ou está em perigo de o ser. É sobre essas regiões que se torna mais premente uma intervenção planeada de maneira a reduzir os níveis de poluição para valores mais aceitáveis (Valinhas, 1999).

A metodologia das Cargas Críticas envolve a aplicação de um conjunto vasto de conhecimentos nas diferentes especialidades que vão desde a modelização do transporte e deposição atmosférica até à geoquímica, a hidrologia e a biologia. Para implementar a metodologia das Cargas Críticas são necessários conhecimentos sobre os seguintes assuntos:

- Inventários de emissões desagregados no espaço e no tempo, definindo a quantidade de poluente emitida na região e na Europa, incluindo a projecção de emissões futuras;
- Medidas de redução das emissões (tecnologias, reestruturação) que possam ser aplicadas com conhecimento dos custos e eficiências;
- Modelos de transporte atmosférico que definam as relações emissor/receptor para a região em consideração;
- Mapas de Cargas Críticas que definam a sensibilidade das diferentes áreas à poluição atmosférica;
- Modelos integrados de impacte ambiental.

3.2.2 Sequência para a aplicação de cargas críticas

Embora as definições possam ser diferentes, o conceito básico e a abordagem prática para estimar cargas e níveis críticos, e o seu uso para avaliar a capacidade de carga, não sofreram modificações. A UNECE (1990) considera um certo número de passos para o processo e que se apresentam a seguir:

Quadro 3.1 – Sequência para aplicação das cargas críticas com objectivo de reduzir a poluição atmosférica (UNECE, 1990).

Passos-chave	Descrição
I	Seleccionar poluente
II	Seleccionar receptor apropriado
III	Determinar limite químico crítico
IV	Seleccionar método
V	Delimitar áreas com receptores que apresentem sensibilidades similares
VI	Recolha dos dados necessários
VII	Cálculo das cargas críticas
VIII	Usar dados de deposição para verificar se as cargas críticas foram excedidas
IX	Aplicar os valores das cargas críticas em modelos de emissão-deposição

Os passos iniciais (I, II) envolvem a escolha de um poluente e de um receptor apropriado (ecossistemas sensíveis à poluição atmosférica). Estes encontram-se muito relacionados e dependem do conhecimento actual dos efeitos dos poluentes em partes sensíveis do meio ambiente. Para a definição da concentração química crítica (III) para a qual se conhecem efeitos perniciosos, recorre-se ao conhecimento científico actual ou a dados experimentais. Usualmente, a concentração encontrada para estimar o nível crítico é igual ao mesmo pois os compostos gasosos agem directamente sobre o receptor. No entanto,

para as cargas críticas, é pouco provável que o agente químico que actua no receptor seja o mesmo que o poluente (caso da redução da alcalinidade nos lagos provocada por mudanças químicas induzidas por compostos de enxofre e azoto).

A definição da concentração química crítica é importante, pois faz a ligação dos efeitos observados no ambiente com os cálculos numéricos das cargas críticas dos poluentes observados. A influência de factores ambientais (ex. temperatura, hidrologia) bem como o comportamento do receptor e o tipo de exposição, devem ser tidos em conta na obtenção de um valor apropriado. Desta forma, estas estimativas devem ser sempre sujeitas a revisão com a evolução do conhecimento científico.

Por questões práticas, deve fazer-se a delimitação de áreas homogéneas (V) dos receptores sensíveis à poluição atmosférica antes do cálculo das cargas críticas. Este zonamento pode ser dependente da metodologia e dos dados requeridos para o cálculo das cargas críticas.

O método a seleccionar (IV) pode depender, para além da sua apropriada aplicação ao receptor e poluente escolhido, dos dados recolhidos ou dos meios disponíveis para recolher dados adicionais. Existem vários métodos para a estimativa de cargas críticas que podem ir de estimativas simples baseadas em dados empíricos até a cálculos complexos que usam modelos sofisticados. Os métodos mais simples fornecem estimativas de cargas críticas mais abrangentes susceptíveis de serem usadas para grandes áreas geográficas, enquanto cálculos mais detalhados resultam em informação mais precisa para áreas em que existem mais dados disponíveis (Bull, 1992).

A recolha de dados (VI) e o cálculo de cargas/níveis críticos (VII) seguem numa sequência lógica aos passos I-V. Note-se que todos os métodos estão sujeitos a um certo grau de incerteza. No entanto, a confiança nos valores estimados pode ser melhorada pelo uso de vários métodos para os cálculos.

O resultado dos passos I-VII é um conjunto de valores de cargas críticas ou níveis críticos espacialmente referenciados – um mapa de cargas/níveis críticos. Estes valores podem então ser comparados com valores de deposição de poluentes medidos ou calculados, resultando na definição das áreas onde as cargas críticas (ou níveis) são excedidas (VIII).

O desenvolvimento de modelos que relacionam os valores de emissão de poluentes na fonte com a extensão geográfica da deposição, permite a optimização da redução de emissões com a redução da deposição a níveis abaixo das cargas críticas calculadas (IX) (Bull, 1992).

3.2.3 Metodologias para o cálculo das cargas/níveis críticos

As definições de cargas críticas e níveis críticos possibilitam o enquadramento para efectuar estimativas numéricas das cargas ou níveis para os quais se verificarão efeitos perniciosos. Estas estimativas podem ser baseadas em diferentes métodos, mas em grande medida, a selecção do método depende do receptor escolhido e da disponibilidade de dados relevantes para os cálculos (Bull, 1991).

3.2.3.1 Níveis críticos

Os efeitos directos de alguns poluentes em algumas espécies de plantas estão bem documentados fornecendo pistas para a estimativa de níveis críticos. Os níveis que sejam identificados desta forma podem ser relacionados directamente com concentrações medidas por redes de monitorização nacionais e internacionais como a EMEP, por exemplo.

Os primeiros níveis críticos para um certo número de poluentes foram propostos no Bad Harzburg UNECE workshop em 1989 (Quadro 3.2). Nesta reunião foi reconhecida a necessidade de avaliar a representatividade destes valores , especialmente quando estes actuam em combinação (UNECE, 1989).

Quadro 3.2 – Níveis críticos para ozono para plantas sensíveis, comunidades de plantas e ecossistemas – ozono como único poluente (UNECE, 1989).

Duração da exposição	Concentração	
	$\mu\text{g m}^{-3}$	ppb
0,5	300	0,150
1,0	150	0,075
2,0	110	0,055

Duração da exposição	Concentração	
	$\mu\text{g m}^{-3}$	ppb
4,0	80	0,040
8,0	60	0,030
Média diária de 7 horas durante o período de crescimento	50	0,025

Relativamente ao ozono e dada a limitação dos dados sobre dose/efeito, foi adoptado em 1992 na reunião promovido pela UN/ECE, em Egham, o conceito de AOT 40, "Accumulated exposure above a threshold concentration of 40 ppb", expresso em ppb.h ou ppm.h. Este índice de exposição é descontínuo. Atribui um peso zero a todas as concentrações abaixo do nível de referência 40 ppb e um a todas as concentrações verificadas acima desse nível. No entanto, isto não significa que concentrações abaixo dos 40 ppb não produzam qualquer efeito sobre a vegetação. Apresenta-se um exemplo gráfico de cálculo de AOT 40 para ozono segundo Barros (1999). Para este dia, o AOT40 seria de 78,9 ppb h⁻¹ para a agricultura (somatório das horas do dia acima de 40 ppb).

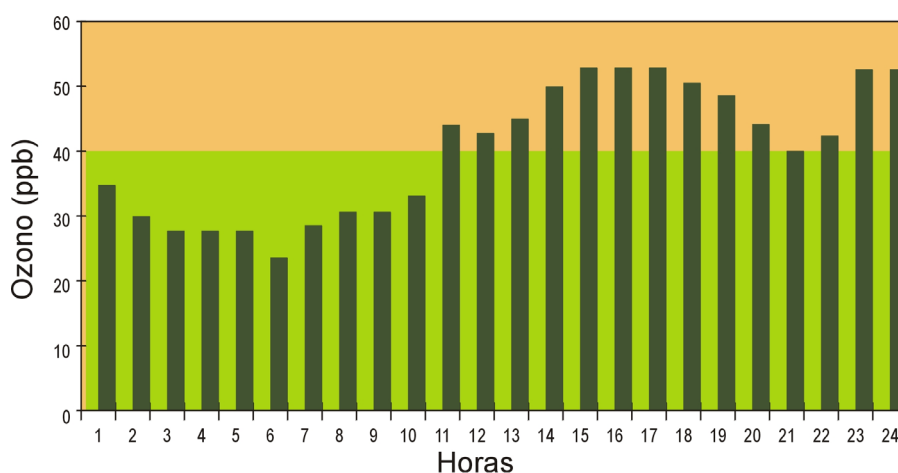


Figura 3.3 - Exemplo gráfico de cálculo do AOT40. Valores de ozono observados na estação de Santiago do Cacém a 27 de Julho de 1996. Note-se que os valores na área a verde têm peso zero (adaptado de Barros, 1999).

Apesar do nível de referência de 40 ppb ser relativamente consensual e fundamentado em termos experimentais, em particular para as culturas, a definição do nível crítico propriamente dito tem evoluído ao longo dos anos.

O tipo de abordagem aqui apresentado, de apenas um valor de nível crítico para todas as plantas ou árvores ou plantas das comunidades semi-naturais e para todos os tipos de ambientes, é considerada uma aproximação de nível I.

Numa aproximação do tipo II os valores dos níveis críticos deverão incorporar todas as variáveis que, de alguma forma afectam a resposta da vegetação ao ozono. A incorporação de cartas com a disponibilidade de água no solo ou humidade do ar, pela sua importância na variação da sensibilidade das plantas ao ozono, teriam que fazer parte integrante do esquema para a determinação de níveis críticos. No entanto, este tipo de abordagem ainda não é passível de implementação à escala europeia.

3.2.3.2 Cargas críticas

A gama de métodos alternativos para a determinação de cargas críticas essenciais para o controle futuro das emissões foi revista e analisada numa reunião da UNECE Task Force (UNECE,1990). Estes métodos, aplicados por diversos países da CLTRAP, suportam-se em estimativas simples baseadas em dados empíricos, modelos de equilíbrio e modelos dinâmicos.

Um método simples, baseado em dados de solos, é usado no Reino Unido para gerar mapas de cargas críticas relativos a poluentes acidificantes. São utilizadas classificações geológicas que servem de partida para o estabelecimento de mapas com áreas divididas por classes de sensibilidade em relação a um determinado tipo de poluentes atmosféricos. Esta classificação estabelecida por um conjunto de grupos de investigação na UN/ECE/Nordic Council Workshop em Skokloster (UBA, 1996) divide os solos em 5 classes relacionadas com a capacidade respectiva para absorver compostos de enxofre (Quadro 3.3). A mineralogia do solo e os minerais que controlam a lixiviação servem para caracterizar cada uma das classes. Nesta classificação foram ainda utilizados uma série de modificadores secundários, tais como a precipitação, o tipo de vegetação, a inclinação do solo, etc., que podem, de um modo mais preciso, diferenciar as diversas classes.

Quadro 3.3 - Classificação do solo quanto à sua capacidade crítica (Bull, 1991).

Classe	Minerais que controlam a desagregação	Rocha Mãe	Total Acidez ($\text{kmol H}^+ \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$)	Carga Crítica ($\text{kg S ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)
1	quartzo; feldspato potássico	granito; quartzito	< 20	<3
2	muscovite; plagioclase; biotite(<5%)	granito; gneiss	20-50	3-8
3	biotite; anfibolite(<5%)	granodiorito; xisto; gabro	50-100	8-16
4	piroxena; epidoto; olivina(<5%)	gabro; basalto	100-200	16-32
5	carbonatos	calcário	> 200	>32

Uma vez que a informação sobre solos se encontra, geralmente na forma de mapas, torna-se oportuno criar mapas simples de cargas críticas. Os dados sobre os solos são um dos componentes dos modelos de equilíbrio descritos a seguir.

Nos modelos de equilíbrio, os dados disponíveis são aplicados a uma série de equações em que se faz o balanço de massas dos poluentes entre as fontes e os receptores, resultando no cálculo de valores de cargas críticas (Figura 3.4).

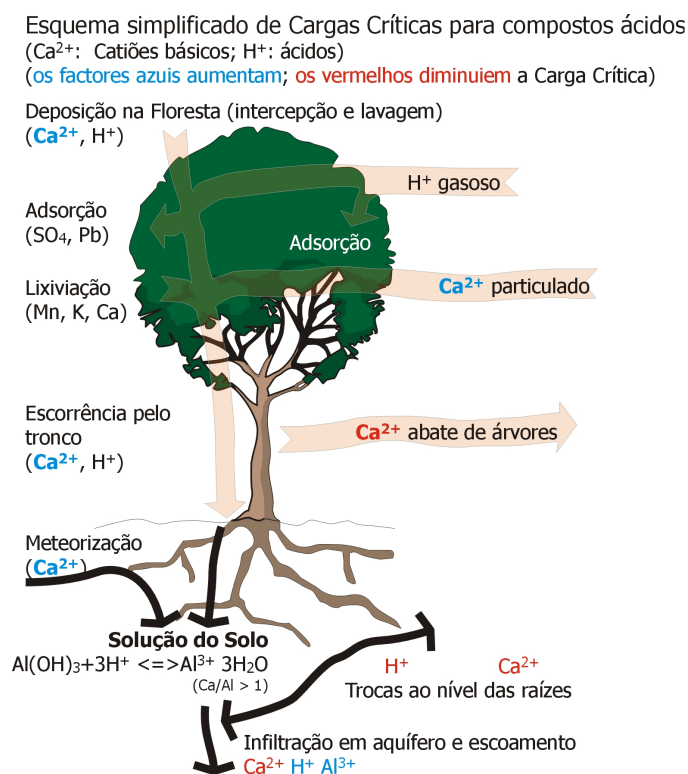


Figura 3.4 –Esquema de cálculo de cargas críticas por balanço mássico.

Mas, se o interesse for a análise dos aspectos temporais ou de como determinado parâmetro varia no tempo, então os modelos a utilizar serão os dinâmicos. No entanto, estes modelos exigem muita informação sobre deposição, química do solo/água, hidrologia, etc e só são apropriados para aplicação em pequenas áreas geográficas.

3.3 A deposição no conceito de cargas críticas

A deposição de poluentes atmosféricos faz parte da cadeia em que se relacionam as emissões quer com as concentrações e níveis críticos com efeitos directos quer com a deposição seca e húmida e cargas críticas com efeitos indirectos (Figura 3.5).

O conhecimento da carga actual de deposição atmosférica tem dois objectivos principais. Um objectivo é o uso de estimativas de deposição de poluentes atmosféricos em conjunto com valores de cargas críticas obtidos pelas metodologias anteriormente referidas para a identificação das áreas onde as cargas de deposição excedem os valores de cargas críticas. A modelação das emissões de poluentes com as cargas de deposição resultantes podem mostrar onde, e qual o controle das emissões requerido para reduzir a deposição abaixo das cargas críticas. Desta forma, a redução de emissões pode ser optimizada para os efeitos mínimos das cargas críticas. Através da incorporação de funções de custos no controle das emissões, é possível realizar a optimização por custos.

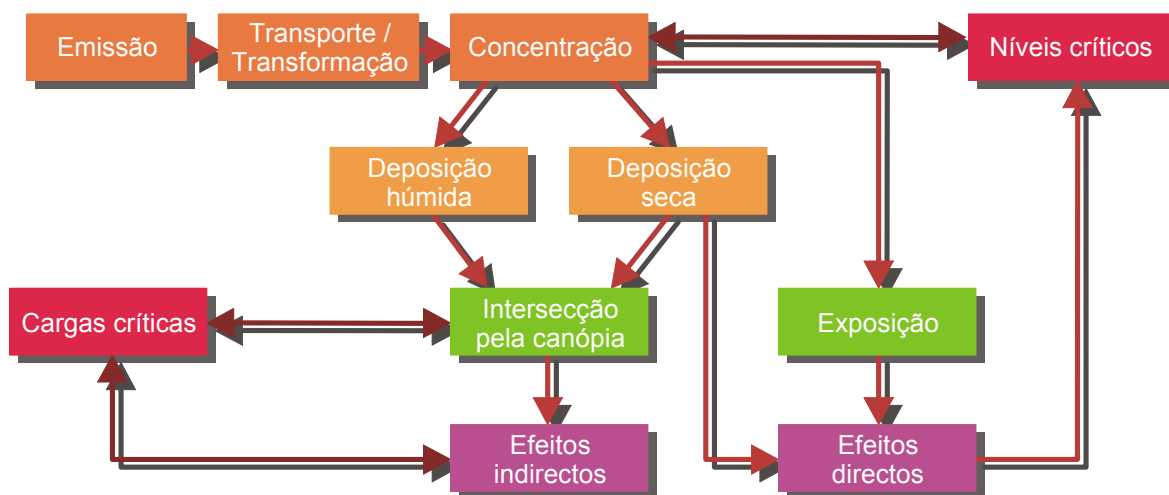


Figura 3.5 – Cadeia causa-efeito relacionada com a acidificação e exposição ao ozono (adaptado de Erisman, 1995).

No âmbito da CLTRAP, estão a ser desenvolvidos esforços para a implementação de mapas e modelos adequados à revisão dos protocolos de emissões. Os resultados obtidos

ao nível europeu são apresentados em relatórios do CCE (Coordination Center for Effects) onde, além dos mapas de deposição, de cargas e níveis críticos, se incluem as metodologias de cálculo usadas (UNECE, 1995, 1997).

O segundo objectivo é a estimativa de valores de deposição que possam ser usados para a avaliação de efeitos ao nível de ecossistemas específicos. Este tipo de abordagem requer uma resolução espacial melhor que a necessária ao nível do controle de emissões e a parametrização dos processos de deposição ao nível dos ecossistemas.

Capítulo 4

4 Aplicação da modelação da deposição a um ecossistema costeiro

Os ecossistemas costeiros apresentam problemas de poluição atmosférica que são agravados pela localização predominante de centros urbanos nesta área. Desta forma, a aplicação de simulações numéricas nestas zonas para a caracterização e previsão da qualidade do ar é fundamental para o desenvolvimento de políticas de gestão adequadas.

Mas a avaliação do desempenho dos modelos como ferramenta credível passa pela confrontação com dados reais. Com esse objectivo realizou-se a campanha experimental, LisbEx 97, na região de Lisboa. Esta campanha foi efectuada no seguimento da LisbEx 96 cuja estrutura e análise de resultados se encontram publicados em Barros (1999). De seguida, apresenta-se a estrutura da campanha experimental e uma breve análise aos dados obtidos. Os resultados da aplicação do sistema MAR IV ao domínio em estudo são analisados ao nível da meteorologia, fotoquímica e deposição sendo depois comparados com dados reais para avaliação do desempenho deste sistema.

4.1 A importância das zonas costeiras na poluição atmosférica

Em Portugal, como noutras partes do mundo, as zonas costeiras apresentam maior densidade populacional e, conseqüentemente, maiores taxas de emissão de poluentes resultantes do maior desenvolvimento económico. Desta forma, os problemas de qualidade do ar apresentam-se com uma importância crítica, já que é nestas áreas costeiras que se encontram os centros urbanos mais importantes, como Lisboa e Porto. Estes centros suportam maior tráfego e actividade industrial que outras áreas de Portugal (Borrego, 1996).

Segundo Borrego (1996 a), os 60 municípios do litoral português têm 80% da população total, representando somente 4,2% da área total do país. Através da comparação, dos resultados obtidos no inventário de emissões CORINAIR 1990 (Valadas e Goís, 1994) para o país e para o litoral, verifica-se que nas zonas costeiras as emissões atmosféricas

para os poluentes mais importantes representam 71% para SO₂, 57% para NO_x e 61% para COVNM em relação à contribuição nacional.

Assim, a necessidade de melhor compreensão dos sistemas costeiros, das pressões a que estão sujeitos, das perspectivas de evolução, bem como a definição de uma estratégia adequada, com a importância do papel da qualidade do ar, constituem a base de um desenvolvimento sustentável das zonas costeiras (Borrego, 1996 b).

4.2 As campanhas experimentais nas zonas costeiras

Para um melhor conhecimento das circulações atmosféricas que afectam as zonas costeiras, bem como a sua influência na dispersão e deposição de poluentes atmosféricos, são fundamentais as campanhas experimentais. Estas campanhas, através da recolha intensiva de dados, permitem a caracterização meteorológica e da qualidade do ar bem como a quantificação da deposição de gases e partículas do aerossol atmosférico. A aquisição de dados reais susceptíveis de serem usados na comparação com resultados de modelos de simulação numérica é outro aspecto importante da realização deste tipo de trabalho de campo.

Têm vindo a realizar-se campanhas experimentais em zonas costeiras nomeadamente na região de Aveiro e Lisboa (Coutinho, M., 1995, 1998; Borrego *et al*, 1998 a, 1999, Barros, 1999).

A campanha mais relevante para o trabalho desenvolvido, nesta dissertação, foi realizada em 1997 (LisbEx 97) na região de Lisboa. Este trabalho de campo foi efectuado no âmbito do projecto "Ambiente Atmosférico em Zonas Costeiras: Avaliação da Capacidade de Carga do Ecossistema" (AMAZOC) financiado pelo Programa PRAXIS XXI (contrato PRAXIS XXI nr. 3/3.2/AMB/38/94). Além do Departamento de Ambiente e Ordenamento (DAOUA) e Departamento de Física (DFisUA) da Universidade de Aveiro, as instituições envolvidas neste projecto foram o Instituto de Meteorologia(IM), o Instituto Superior de Agronomia (ISA) e o Instituto das Ciências da Terra e do Espaço (ICTE). Com o trabalho desenvolvido neste projecto obteve-se informação das várias componentes que contribuem para a capacidade de carga do ecossistema costeiro (Borrego *et al*, 1999):

- Emissões gasosas para a atmosfera (base de dados e monitorização);

- Modelização do transporte atmosférico (simulação numérica e campanhas experimentais);
- Climatologia (variabilidade espacio-temporal);
- Deposição e interacção com o solo e vegetação (monitorização e simulação numérica);
- Infiltração no solo e efeito no aquífero (enquadramento geológico e vulnerabilidade do aquífero).

4.2.1 A área de estudo da campanha LisbEx 97

4.2.1.1 Geomorfologia

O domínio espacial abrangeu uma área aproximada de 200 x 200 km² em torno de Lisboa (Figura 4.1). A região em estudo é geomorfologicamente muito diversificada, apresentando dois importantes estuários, Tejo e Sado, que dominam uma parte importante da região. A linha de costa é bastante sinuosa e com alguns acidentes orográficos de relativa importância. É o caso das Serras de Montejunto (666 m), Sintra (528 m), Arrábida (501) e Grândola (326 m). Mais para o interior destaca-se ainda a Serra de Monfurado (424 m).



Figura 4.1 - Domínio de estudo.

Trata-se de uma região densamente povoada e com uma actividade industrial elevada, principalmente junto às cidades mais importantes, Lisboa, Setúbal e Sines. Nas ricas planícies aluvionares, que se desenvolvem para o interior, a partir dos estuários dos dois principais rios, Tejo e Sado, a actividade predominante é a agricultura e a criação intensiva de gado. Parte das encostas das montanhas assinaladas e a Península de Setúbal, estão florestada com eucaliptos e/ou pinheiros. Para sul da região de Setúbal os montados de sobreiros e azinheiras são dominantes (Borrego *et al*, 1999).

4.2.1.2 Climatologia da região no período das campanhas experimentais

A climatologia sinóptica da região, nesta época do ano, caracteriza-se pela influência quase permanente de massas de ar tropical marítimo subsidente e com menor frequência de massas de ar tropical continental, em regra também subsidente, transportadas nas circulações conjuntas da crista de altas pressões (associada ao anticiclone dos Açores) que se estende sobre o Norte da Península Ibérica e da depressão de origem térmica que se localiza sobre o Sudoeste da Península Ibérica.

Durante este período (8 a 18 de Julho) é pouco frequente a passagem de superfícies frontais na região da grande Lisboa; em regra, quando tal acontece, as condições meteorológicas são caracterizadas por céu muito nublado ou encoberto durante o intervalo de 3 a 6 horas pré-frontal e precipitação (chuva ou chuveiro ou aguaceiros fracos) e melhoria significativa do tempo após a passagem da superfície frontal fria, com céu pouco nublado ou limpo, e vento moderado de N ou NW por vezes com rajadas fortes.

Outro aspecto característico da climatologia de Verão da Península de Setúbal é a ocorrência frequente de neblina intensa ou nevoeiro, com redução da visibilidade horizontal à superfície para valores da ordem de 2 km a 0,1 km durante a madrugada e princípio da manhã das regiões dos vales do Tejo e dos seus afluentes e também nas terras mais baixas da Península de Setúbal.

Na caracterização climatológica da região, no período das campanhas, incluindo a região continental até cerca de 100 km, utilizou-se a informação meteorológica, observada em regra no período 1975-1994. No Quadro 4.1 apresenta-se a lista das estações referidas,

com a respectiva altitude, latitude, longitude e a menor distância, aproximada, ao mar (Borrego *et al*, 1999).

A análise dos valores para insolação para as várias estações meteorológicas da área de estudo permitiu concluir, que no período do ano considerado (8 a 18 de Julho), o céu está em regra pouco nublado, estimando-se em cerca de 70% a 90% dos dias com céu limpo.

Quadro 4.1 - Estações meteorológicas utilizadas para a descrição climatológica do período da campanha LisbEx 97.

ESTAÇÕES	Alt. (m)	Lat. (N)	Long. (W)	Distância ao mar (km)
Lisboa/Portela	103	38°47'	9°8'	20
Setúbal/Setenave	4	38°29'	8°49'	8
Sines/Monte Chãos	103	37°57'	8°53'	1
Lisboa/Geofísico	77	38°43'	9°9'	12
Santarém/E. Agrária	54	39°15'	8°42'	50
Salvaterra de Magos	5	39°2'	8°44'	57
Mora	110	38°56'	8°10'	81
Montijo/Base Aérea	14	38°42'	9°3'	20
Alcácer do Sal	51	38°23'	8°31'	26
Coruche	25	38°57'	8°32'	70
Pegões	64	38°38'	8°39'	29
Grandola	94	38°10'	8°34'	20
Dois Portos	110	39°2'	9°11'	21
Sintra/Base Aérea	134	38°50'	9°20'	11
Évora	309	38°34'	7°54'	83
Viana do Alentejo	202	38°20'	8°3'	65
Beja	246	38°01'	7°52'	90
Alvalade	61	37°57'	8°24'	36
Vendas Novas	127	38°42'	8°30'	42
Sines	15	37°57'	8°53'	0.1

Quadro 4.2 - Valores médios e extremos da temperatura e humidade relativa do ar e valores médios e máximos da intensidade do vento à superfície (1975 - 1994).

ESTAÇÃO	Tmed (°C)	Tmin (°C)	Tmax (°C)	Hrmed (%)	Hrmin (%)	Hrmáx (%)	ffméd (m/s)	ffmáx (m/s)
Lisboa/Portela	21,8	12,8	40,0	76	41	95	-	13,3
Setúbal/Setenave	22,9	11,0	40,2	77	26	100	3,2	11,7
Sines/Monte Chãos	20,8	13,2	36,4	80	52	97	4,3	11,4
Lisboa/Geofísico	22,9	13,7	38,6	76	51	96	3,8	12,5
Santarém/E. Agrária	22,6	9,4	40,8	77	51	97	2,3	8,9
Salvaterra de Magos	21,2	10,0	39,8	82	56	100	-	-
Mora	23,7	11,0	41,2	77	47	99	1,2	-

ESTAÇÃO	Tmed (°C)	Tmin (°C)	Tmax (°C)	Hrmed (%)	Hrmin (%)	Hrmáx (%)	ffméd (m/s)	ffmáx (m/s)
Alcácer do Sal	23,4	10,5	41,5	78	52	99	1,9	-
Coruche	22,8	8,3	39,8	79	50	98	1,0	-
Pegões	22,7	9,0	43,0	77	47	96	-	-
Grandola	22,5	11,0	36,5	74	47	95	-	-
Dois Portos	20,8	8,5	39,5	85	56	98	1,6	-
Sintra/Base Aérea	19,9	8,6	37,0	83	49	100	-	-
Évora	23,6	10,9	40,0	73	45	100	4,6	13,3
Viana do Alentejo	24,4	9,0	44,0	71	43	100	2,7	-
Beja	24,4	10,0	43,7	72	44	99	2,0	12,5
Alvalade	23,1	8,8	42,6	83	57	100	2,7	-
Vendas Novas	24,1	11,2	41,4	74	50	94	-	9,7
Sines	-	-	-	89	71	99	3,4	14,6

Os dados de temperatura mostram que, na região do Alentejo, a temperatura média do ar aumenta regularmente com a distância à costa, apresentando gradientes horizontais da ordem de 2°C/10 km, até distâncias da ordem de 10 km à costa. Ainda no Alentejo, os valores extremos absolutos das temperaturas mínimas e máximas do ar variam também, regularmente, com a distância à costa, até cerca de 20 km, mas em sentidos inversos; assim, na faixa costeira do Alentejo, com cerca de 20 km de largura, a temperatura mínima absoluta do ar, no período em estudo (8-18 de Julho), tem o gradiente horizontal de -1,6°C/10 km, normalmente à costa, enquanto a temperatura máxima absoluta do ar tem o gradiente horizontal de +2,7°C/10 km, normalmente à costa. A distâncias superiores a 20 km, os valores da temperatura máxima absoluta são da ordem de 9°C a 11,5°C e os valores da temperatura máxima absoluta são da ordem de 40,0°C a 44,0°C. Na região da Grande Lisboa, os valores extremos das temperaturas mínima e máxima do ar apresentam valores respectivamente superiores e inferiores em 2°C relativamente à envolvente da área urbana.

A humidade relativa do ar na região e no período em estudo tem valores médios que variam entre valores da ordem de 70% no interior do Baixo Alentejo (Beja e Viana do Alentejo) e da ordem de 90% no Litoral (Sines/Cabo). Os valores mais baixos na época variam em regra entre 41% (Lisboa/Portela) e 57% (Alvalade) com os valores extremos de 26% (Setúbal/Setenave) e 71% (Sines/Cabo). Estes valores correspondem à ocorrência de massas de ar tropical continental subsidente, muito seco; no entanto, junto

do litoral (caso de Sines/Cabo), os valores da humidade relativa raramente descem abaixo de valores da ordem de 50%, devido à influência marítima.

Os valores da intensidade média do vento variam entre 1 e 4,6 m/s. No entanto, para esta época do ano, os valores médios da intensidade do vento à superfície serão da ordem de 3 m/s junto à costa, (Setúbal Setenave e Sines/Cabo) e no interior de 2 m/s (Beja). Os valores mais baixos resultam da influência da pequena altura (4 a 10m) a que são medidas as intensidades do vento e do maior atrito nas áreas "continentais" e os valores mais altos (Lisboa/Geofísico e Évora) resultam da altura a que é medida a intensidade do vento (superior a 20m). Os máximos instantâneos do vento (rajadas) variam, na região considerada, entre 8,9 m/s e 14,6 m/s.

Para a área em estudo, regra geral, os valores da quantidade de precipitação diária são baixos, inferiores a 1 mm, à excepção do ano de 1979 em que ocorreram valores grandes de precipitação, (13,5 e 36 mm). Refira-se também que a análise dos dados da precipitação permitiu verificar que em 1979 ocorreram 2 dias consecutivos com precipitação, dias 11 e 12, assim como em 1975, mas com valores mais baixos.

A temperatura da água do mar à superfície é um factor determinante nas trocas energéticas do oceano com a atmosfera. Com base nas observações diárias da temperatura da água do mar à superfície, às 9 UTC, entre os anos 1970 e 1988, nas estações de Peniche, Santa Marta e Sines, é possível concluir que a região costeira que enquadra a região da Grande Lisboa e da península de Setúbal apresenta as seguintes estatísticas (AMAZOC, 1999):

- valor médio = 16,4 a 16,8°C;
- valor máximo = 19,0 a 20,5°C
- valor mínimo = 15,0°C a 13,5°C.

4.2.2 Estrutura da campanha experimental

A campanha experimental decorreu entre 8 e 18 de Julho de 1997 e foi estruturada de forma a integrar coerentemente todos os meios de aquisição de dados (meteorológicos e de qualidade do ar) quer públicos, quer privados, existentes no domínio de estudo. Para complementar a rede fixa foram utilizados meios móveis colocados em zonas onde a cobertura existente parecia deficiente, face ao nível de exigência de informação pretendida na campanha. Desta forma, foi conseguida uma melhoria da cobertura

espacial, sendo minimizados os custos associados à deslocação e implantação de meios móveis no terreno.

4.2.2.1 Condições sinópticas durante o período da campanha

Para a caracterização sinóptica do período da campanha, foi utilizada a informação das cartas meteorológicas e imagens de satélite obtidas durante o período da campanha, designadamente as cartas meteorológicas ao nível médio do mar (n.m.m), a 850 hPa e 700 hPa e as imagens obtidas com o satélite METEOSAT, às 0, 3, 6, 12, 18 e 21 UTC (Borrego *et al*, 1999).

Durante o período da campanha LisbEx 97 o estado do tempo foi condicionado pela presença do Anticiclone dos Açores sobre os Açores e depressões a Nordeste de Portugal Continental e Ilhas Britânicas, a circulação foi de Norte e o céu esteve pouco nublado. Nos dias 11 e 12 de Julho de 1997, o estado do tempo foi condicionado pela presença do Anticiclone dos Açores, centrado a Nordeste dos Açores e depressões a Norte e Noroeste da Península Ibérica. Nos dias 13 a 16, com o Anticiclone dos Açores a Oeste dos Açores e depressões nas Ilhas Britânicas e sobre a Península Ibérica e ainda com a crista do Anticiclone a estender-se sobre a França, registou-se a aproximação e passagem de uma superfície frontal fria em dissipação seguindo-se períodos de instabilidade com céu geralmente muito nublado, trovoadas e aguaceiros.

No dia 17, com o Anticiclone localizado a Noroeste dos Açores e crista a estender-se até ao Norte da Península Ibérica, o céu apresentou-se pouco nublado, vento fraco de Noroeste e subida da temperatura máxima (29°C). É de referir que neste período os valores máximos da temperatura do ar, registados em Lisboa/Gago Coutinho variaram entre 24°C (no dia 16) e 30°C (dias 8 e 12) (Borrego *et al*, 1999).

4.2.2.2 Características e localização das estações meteorológicas

A monitorização meteorológica foi planeada tendo em conta os objectivos propostos para as campanhas, assim como o equipamento meteorológico disponível e as condicionantes técnicas implícitas à instalação segura do equipamento.

O local de instalação dos meios móveis resultou da análise dos valores obtidos por simulação numérica dos campos mesometeorológicos. Nestas simulações evidenciou-se a

necessidade de medir na região da Península de Setúbal (estações da Trafaria, Cabo da Malha e Herdades da Apostiça e Mesquita). Esta informação foi enriquecida com os dados disponíveis no Centro de Previsão e Cálculo do Instituto de Meteorologia.

Na Figura 4.2 estão representadas as localizações das diversas **Estações Meteorológicas Automáticas (EMA)** no domínio de interesse. No Quadro 4.3 é apresentada uma lista das diversas EMAs fixas e móveis utilizadas nas campanhas.

As torres meteorológicas de 10 m instaladas na Península de Setúbal (Cabo da Malha, Herdade da Apostiça e Herdade da Mesquita) encontravam-se equipadas com sistema de aquisição de dados (OMNIDATA), sensores da temperatura e humidade relativa (SKH2013) a 1,5 m de altura e sensores da direcção e velocidade do vento (Young (potenciómetro e analógico)) a 10 m de altura (Figura 4.3).

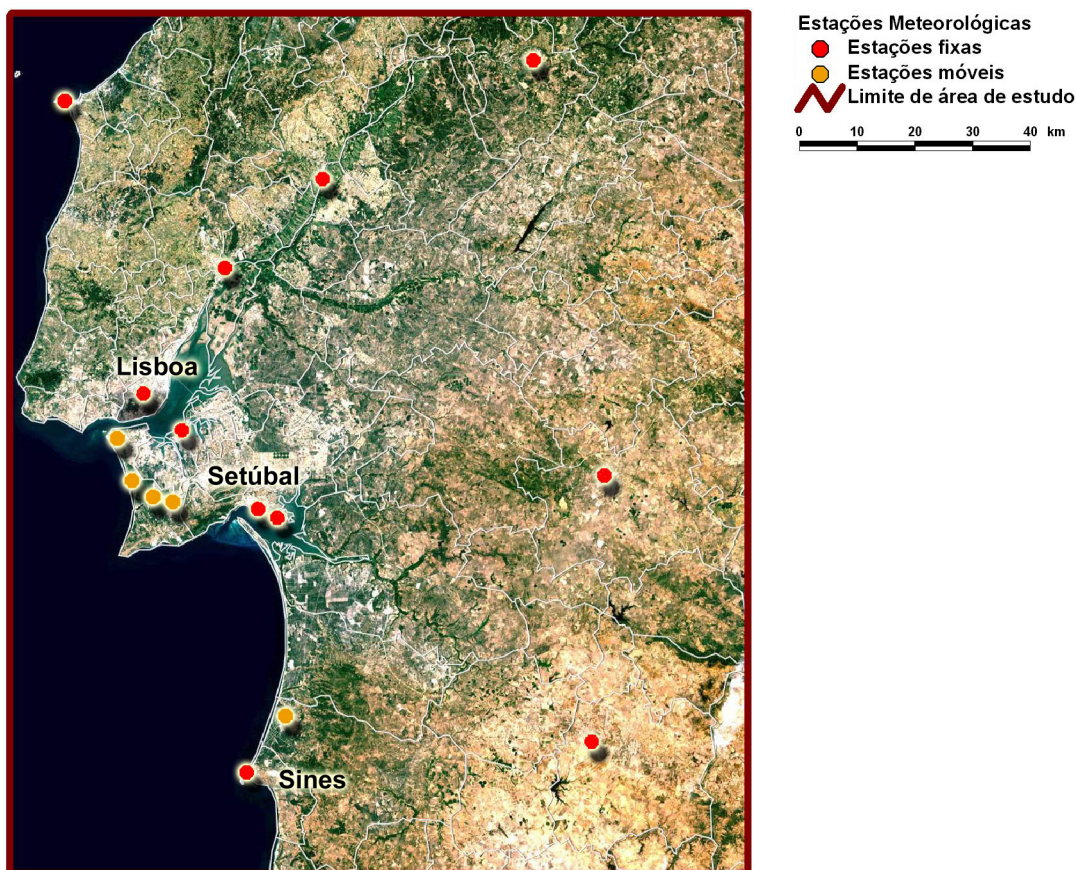


Figura 4.2- Localização das estações meteorológicas automáticas (ver Quadro 4.3).

Quadro 4.3 - Localização das estações meteorológicas e parâmetros medidos (azul, estação móvel; em itálico, torres meteorológicas móveis).

Instituição	Local	Estação meteorológica	Temperatura	Humidade relativa	Direcção do Vento	Velocidade do vento	Pressão
CPPE	Carregado	Castanheira	X	X	X	X	
CPPE	Barreiro	Alto da Paiva	X	X	X	X	
CPPE	Setúbal	Sub-Estação	X	X	X	X	
Tejo Energia	Pego		X	X	X	X	
Tejo Energia		Gavião	X		X	X	
Tejo Energia		Mação	X		X	X	
Tejo Energia		Mouriscas	X			X	
Tejo Energia		Pego	X		X	X	
Tejo Energia		S.Facundo	X			X	
IM	Cabo Carvoeiro		X	X	X	X	
IM	Santarém		X	X	X	X	X
IM	Lisboa	Gago Coutinho	X	X	X	X	X
IM	Lisboa	Cabo Ruivo	X	X	X	X	
IM	Beja		X	X	X	X	X
IM	Évora		X	X	X	X	X
IM	Setúbal	Setenave	X	X	X	X	
IM	Sines		X	X	X	X	X
UA/IM	<i>Trafaria</i>		X	X	X	X	
UA	Monte Velho		X	X	X	X	
UA/IM	P. Setúbal	<i>C. Malha</i>	X	X	X	X	
UA/IM	P. Setúbal	<i>Apostiça</i>	X	X	X	X	
UA/IM	P. Setúbal	<i>Mesquita</i>	X	X	X	X	

Para além dos dados de superfície, foram ainda executadas radiossondagens de pressão, temperatura e humidade relativa do ar, velocidade e direcção do vento (sistema de radiossondagem DigiCora – MW11 com radiossondas RS80-15N Vaisala e balões TOTEX de 800 gr). Sempre que as condições sinópticas o justificavam, eram realizadas 4 sondagens (0, 6, 12 e 18 horas UT), ou então 2 sondagens (0 e 12 horas UT). (Borrego *et al*, 1999).



Figura 4-3 - Estação meteorológica automática móvel; estação da Herdade da Mesquita.

4.2.2.3 Características e localização das estações de qualidade do ar

A monitorização da qualidade do ar foi planeada tendo em conta os objectivos propostos para as campanhas, assim como as estações de monitorização disponíveis e as condicionantes técnicas implícitas à instalação segura do equipamento.

Na Figura 4.4 estão representadas as localizações das diversas estações de monitorização da qualidade do ar no domínio de interesse.

As estações móveis de medição de qualidade do ar encontravam-se localizadas na Península de Setúbal. As diversas estações de monitorização da qualidade do ar fixas e móveis utilizadas eram pertença de várias instituições (Quadro 4.4).

Quadro 4.4 - Localização das estações de qualidade do ar e parâmetros medidos (a azul, estação móvel).

Instituição	Local	Estações	Qualidade do Ar	SO ₂	NO	NO ₂	O ₃	CO
CPPE	Carregado	Castanheira		X				
CPPE	Carregado	Faiel		X	X	X		
CPPE	Carregado	Ironfer		X				
CPPE	Carregado	R.D.P.		X				
CPPE	Carregado	TAK		X				
CPPE	Carregado	Vinha		X				
CPPE	Barreiro							
CPPE	Setúbal	Sub-Estação		X	X	X		
CPPE	Setúbal	Movauto		X	X	X		
CPPE	Setúbal	Setenave		X				
CPPE	Setúbal	S.Ovidio		X	X	X		
CPPE	Setúbal	S. Filipe		X				
CPPE	Setúbal	Palmela		X				
Tejo Energia	Pego	Abrantes		X	X	X		
Tejo Energia		Gavião		X	X	X		
Tejo Energia		Mação		X	X	X		
Tejo Energia		Mouriscas		X	X	X		
Tejo Energia		Pego		X	X	X	X	
Tejo Energia		S.Facundo		X	X	X		
CGA Sines	Sines	Mte. Chãos			X	X	X	
CGA Sines		Mte. Velho			X	X	X	
CGA Sines		Santiago Cacém			X	X	X	
CGA Sines		Sonega			X	X		
CGA Lisboa	Lisboa	Olivais		X	X	X		X
CGA Lisboa		Entrecampos			X	X	X	X
CGA Lisboa		Beato		X	X	X		X
CGA Lisboa		Chelas		X	X	X		X
CGA Lisboa		Benfica		X	X	X		X
CGA Lisboa		R.Prata			X	X		X
CGA Lisboa		C.Ribeiro			X	X		X
CGA Lisboa		Av. Liberdade			X	X		X
CGA Barreiro/ Seixal	Barreiro/	H.Velho			X	X	X	X
CGA Barreiro/ Seixal	Seixal	Escavadeira		X	X	X		
CGA Barreiro/ Seixal		Lavradio		X	X	X		
IM	Lisboa	R. Século			X	X	X	X
UA/IM	P. Setubal	Mesquita			X	X	X	X
UA/IM	Trafaria	Trafaria		X	X		X	X

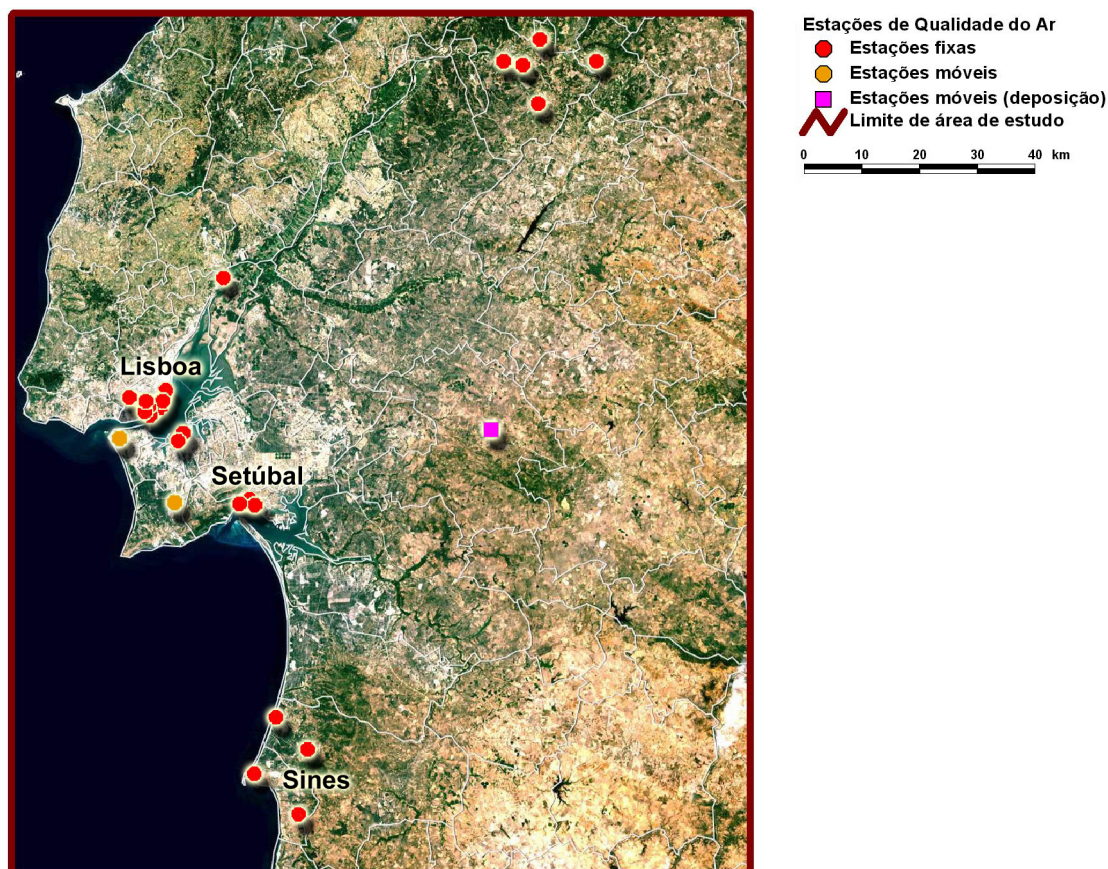


Figura 4.4 - Localização das estações de monitorização da qualidade do ar (ver Quadro 4.4).

4.2.2.4 Deposição em vegetação de pequeno porte

Para o estudo da deposição seca em vegetação de pequeno porte foram usados dois métodos micro-meteorológicos, o método do "eddy correlation" e o método do gradiente de concentração (vide 2.3.3.3).

A campanha experimental, realizada por uma equipa de investigação do DAOUA, decorreu em Baldios, situado no concelho de Montemor-o-Novo, a cerca de 70 km de Lisboa na direcção ESE (ver Figura 4.4). Em Baldios, a área de estudo consiste numa ampla planície com ligeiras ondulações no relevo, sendo coberta maioritariamente por uma mistura de herbáceas (Figura 4.5).

Durante o período de 5 a 18 de Julho procedeu-se à medição em contínuo de fluxos de O_3 , CO_2 e vapor de água, pelo método do "eddy correlation", e de SO_2 , NO e NO_2 pelo método do gradiente de concentração. A utilização de um anemómetro ultra-sónico

(Solent Research Gill), colocado no topo de um mastro de 5 m, permitiu medir as três componentes flutuantes do vector vento (u , v e w) e a componente flutuante da temperatura.



Figura 4.5 – Aspecto da área de estudo em Baldios - Julho 1997.

As flutuações da concentração de ozono foram obtidas através de uma sonda de ozono GFAS OS-G-2 cujo princípio de operação assenta na quimiluminescência de superfície. A utilização simultânea de um analisador standard de fotometria U. V. ThermoElectron permitiu proceder a uma calibração “on-line” deste sensor. As variáveis referentes à técnica da correlação turbulenta foram medidas a sensivelmente 5 metros de altura e com uma frequência de 20 Hz.

Relativamente à técnica do gradiente foi usado um analisador ThermoElectron (modelo 43S) para medir em contínuo as concentrações de SO_2 , pelo princípio da fluorescência U.V. Os níveis de óxidos de azoto foram obtidos por um analisador Thermo Environmental Instruments, modelo 42 C. Este aparelho foi ligado a um sistema de electro-válvulas de modo a possibilitar a medição das concentrações de SO_2 , NO_2 e NO a 0,5 e a 5 metros de altura, alternadamente. O ar foi amostrado através de duas tubagens de teflon com aquecimento, para evitar condensação de vapor de água e a reacção do SO_2 com as paredes internas das válvulas.

A monitorização de outras variáveis micrometeorológicas como a temperatura, a humidade relativa, a radiação global e a precipitação foi também assegurada através da utilização de sensores apropriados. Para além da medição, o sistema de monitorização

dispunha ainda de um conjunto de capacidades como a aquisição de dados, processamento em tempo real, possibilidade de processamento à *posteriori* e a representação gráfica de algumas variáveis, de modo a ter-se um controlo mais eficaz sobre o seu funcionamento.

Faziam também parte do equipamento instalado outros instrumentos para a medição de outras variáveis meteorológicas (a radiação de balanço, a quantidade de precipitação e gradiente de temperatura do solo) e para a recolha automática de amostras de ácido nítrico.

4.2.3 Tratamento e análise dos resultados

Os dados obtidos durante o período da campanha LisbEx 97 foram objecto de validação, processamento e arquivo. Este trabalho foi realizado no âmbito dos projectos AMAZOC (Borrego *et al*, 1999) e Circulações Atmosféricas e a Produção Fotoquímica na Região de Lisboa (contrato JNICT/DGA PEAM/P/AMA/603/95) (Borrego *et al*, 1998 b) e encontra-se detalhadamente descrito e apresentado nos seus relatórios finais.

Em seguida, apresenta-se uma síntese da análise dos dados meteorológicos, de qualidade do ar e deposição dando-se alguma relevância a aspectos que são considerados neste trabalho.

4.2.3.1 Dados meteorológicos

As condições meteorológicas à superfície foram caracterizadas para a LisbEx 97 tendo sido encontrado o valor máximo da temperatura do ar (33,4 °C) em Évora e Beja (33,1°C), e o valor mínimo na Herdade da Apostiça (10°C).

Com a análise dos dados registados na estações localizadas na linha de costa verificaram-se as intensidades de vento mais altas, 15 m s⁻¹ em Sines no dia 13 e 12,2 m s⁻¹ no Cabo da Malha no dia 12. Os ventos predominantes foram de N e NW. Os dados registados permitiram concluir sobre a influência do mar na região costeira em estudo, até 10 km aproximadamente.

Em Baldios, as temperaturas máximas verificaram-se durante a tarde tendo atingido o valor de 27 °C. A temperatura desceu com o pôr do sol para valores de cerca de 15°C. A humidade relativa atingiu os valores mais altos ao principio da manhã, com valores que

rondavam os 90%. Durante o dia este parâmetro desceu para valores abaixo de 50%. Os ventos predominantes foram do quadrante NW, tendo-se verificado intensidades do vento máximas da ordem dos 5 m.s^{-1} por volta das 6 horas. No resto do dia, estes valores desciam para cerca de 3 m.s^{-1} .

No período da campanha, a análise da estrutura térmica da baixa troposfera (superfície-3000 m), com base em radiossondagens, permitiu identificar a ocorrência de múltiplas inversões da temperatura do ar; 1 inversão em 50% das sondagens, 2 inversões em 45%, 3 inversões em 25, e 4 inversões em 15% das sondagens. Verificou-se que apenas em 10% das sondagens ocorreram inversões da temperatura do ar com a base à superfície, com gradientes da temperatura do ar, que variaram entre $1^\circ\text{C}/100\text{m}$ e $1,6^\circ\text{C}/100\text{m}$.

4.2.3.2 Dados de qualidade do ar

A caracterização detalhada da evolução espacial e temporal dos principais poluentes foi feita no âmbito dos projectos anteriormente referidos com base numa selecção de estações de monitorização que se consideraram representativas do domínio em estudo. Consideraram-se, então, as estações da Rua do Século e Hospital Velho (meio urbano), Trafaria (meio suburbano), Pego, Mesquita, Monte Velho e Santiago do Cacém (meio rural). Inclui-se agora, a estação de Baldios na qual se mediram concentrações de ozono.

A análise relativa ao ozono incide em dois horizontes temporais – médias horárias e diárias. Para a análise dos valores médios horários, foi determinado o máximo e mínimo e P98 (Quadro 4.5).

Quadro 4.5 – Médias horárias ($\mu\text{g m}^{-3}$).

Estação	Pego	Rua do Século	Hospital Velho	Trafaria	Mesquita	Baldios	Santiago do Cacém	Monte Velho
Valor médio	78	32	67	63	101	79	70	69
Máximo	112	77	143	108	172	139	147	116
Mínimo	6	2	14	15	30	25	26	16
P98	101	65	112	104	147	121	126	110

A análise dos valores médios horários de ozono mostra que nenhuma estação se situa acima do valor guia referenciado na legislação para a hora ($180 \mu\text{g m}^{-3}$). Com a Figura 4.6 verifica-se que durante a campanha se observou o valor mínimo para a estação da Rua do Século e o valor máximo para a estação da Mesquita.

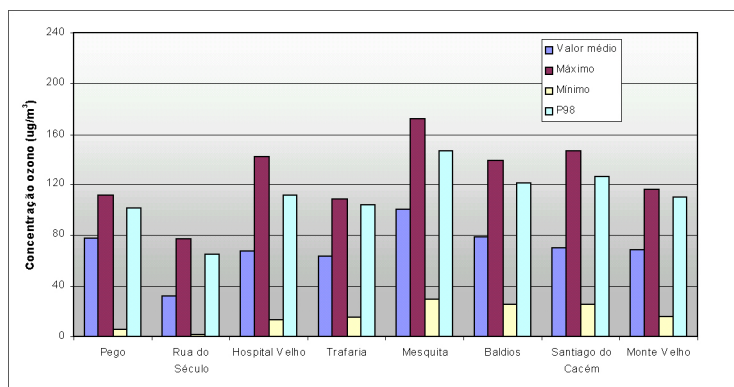


Figura 4.6 – Valor médio horário, máximo, mínimo e percentil 98 no período da campanha.

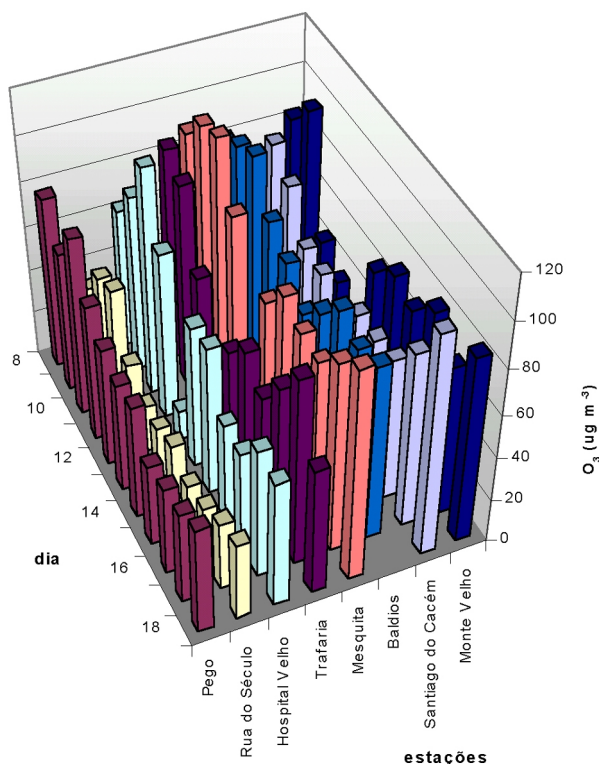


Figura 4.7 – Valores médios diários no período da campanha.

Na Figura 4.7 apresenta-se a variação média diária das concentrações de ozono para várias estações durante a LisbEx 97. Os valores mais altos registam-se nos primeiros e

últimos dias da campanha com uma diminuição generalizada nos dias intermédios. Esta situação poderá estar relacionada com a passagem da superfície frontal fria (ver 4.2.2.1) em que se registaram períodos de instabilidade com céu muito nublado e aguaceiros, situação meteorológica pouco favorável ao desenvolvimento dos processos fotoquímicos.

Verifica-se uma tendência para o desenvolvimento de valores mais elevados nas regiões mais afastadas dos centros urbanos. Esta situação era esperada devido à depleção do ozono pela presença de concentrações relativamente elevadas de óxidos de azoto provenientes do tráfego automóvel dos centros urbanos. Segundo Barros (1999), a possível contribuição das emissões biogénicas que poderão estar associadas a estes locais não é significativa para a produção de ozono.

4.2.3.3 Apresentação e análise dos dados de deposição

Para a análise dos dados de ozono, obtidos em Baldios, efectuaram-se médias diárias para os fluxos de deposição seca, concentrações, velocidade de deposição seca, resistência atmosférica e resistência de superfície que se podem observar nas figuras seguintes. Os valores de velocidade de deposição seca (V_d), resistência atmosférica ($R_a + R_b$) e resistência de superfície (R_c) foram calculados com base na formulação matemática apresentada no sub-capítulo 2.3.3.2 (Pio e Feliciano, 1998).

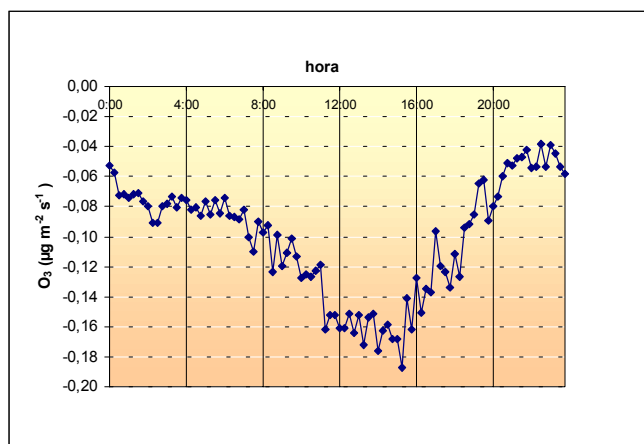


Figura 4.8 - Fluxo de deposição médio diário de ozono na campanha LisbEx 97 em Baldios.

Os fluxos de deposição de ozono apresentam um padrão diário em que as taxas de deposição diurnas são maiores que as nocturnas (Figura 4.8). Os valores nocturnos descem até cerca de $-0,04 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ enquanto os valores diurnos variam entre $-0,1$ e

$-0,20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. O padrão diário da concentração de ozono apresenta valores máximos que rondam os $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ e valores mínimos de cerca $60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Figura 4.9).

Por sua vez, a velocidade de deposição apresenta uma variação diária com valores mais altos no período diurno e uma acentuada diminuição a partir do meio da tarde (Figura 4.10).

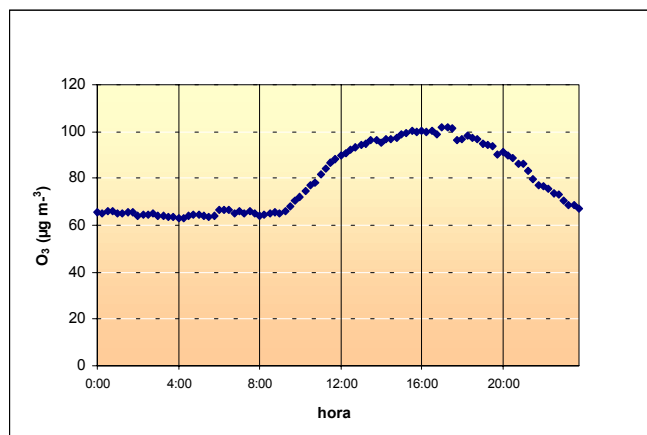


Figura 4.9 - Concentração média diária de ozono na campanha LisbEx 97 em Baldios.

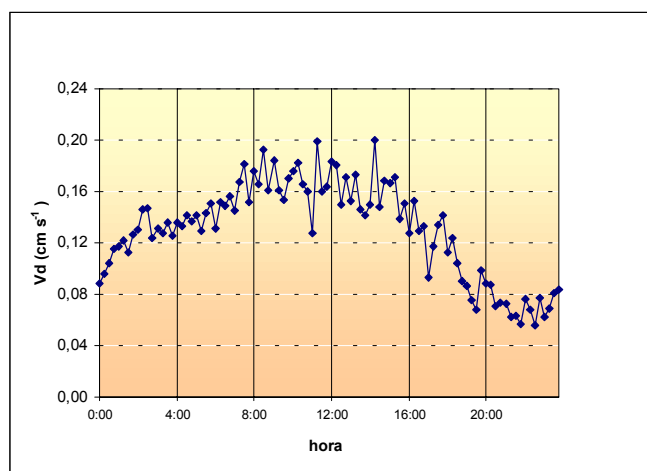


Figura 4.10 - Velocidade de deposição média diária de ozono na campanha LisbEx 97 em Baldios.

As Figuras 4.11 e 4.12 mostram a variação dos parâmetros de deposição para o ozono. A análise da gama dos valores apresentados para as resistências atmosféricas e de superfície permite concluir que R_c é o factor limitante da deposição do ozono. Desta forma, o padrão diurno da resistência total é determinado por R_c .

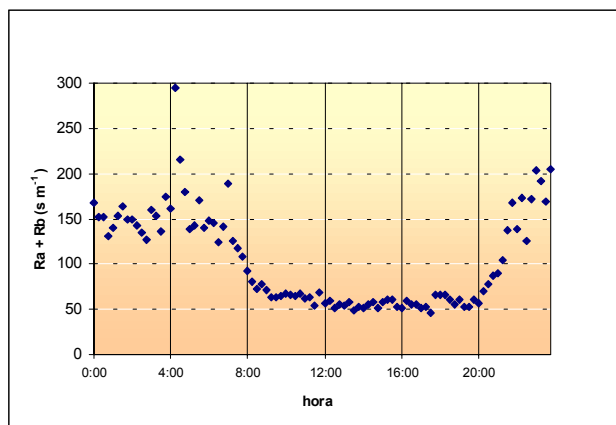


Figura 4.11 - Resistência atmosférica média diária de ozono na campanha LisbEx 97 em Baldios.

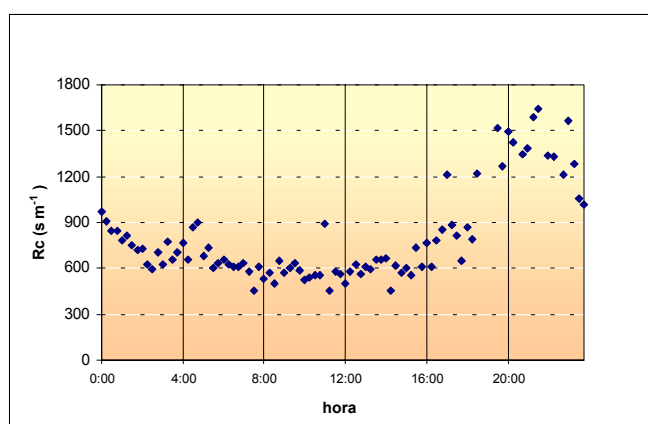


Figura 4.12 - Resistência superficial média diária de ozono na campanha LisbEx 97 em Baldios.

A relação verificada entre V_d e R_c , em termos de variação diária, revela também a importância dos mecanismos afectos à superfície na deposição do ozono. O padrão diário observado para R_c , embora possa sofrer influência de outros factores, parece ser afectado pela actividade estomática da vegetação. Os elevados valores de V_d no período diurno resultam da difusão das moléculas de ozono através dos estomas que se encontram geralmente abertos. No período nocturno, estes encontram-se fechados e R_c aumenta significativamente.

4.3 Aplicação do sistema MAR IV ao litoral português

No âmbito deste trabalho, o sistema MAR IV foi aplicado a um dia de Verão, tendo sido usado um forçamento sinóptico típico de Verão sobre a Península Ibérica e uma condição inicial de ar limpo. Os dados de emissões foram baseados na abordagem "top-down" da base PolAr (Ferreira, 1995).

A circulação atmosférica é caracterizada por uma extensão do anticiclone dos Açores sobre o Norte da Península Ibérica e pela existência de um sistema de baixas pressões a oeste das Ilhas Britânicas. Um vento fraco (3 m.s^{-1}) de N-NW sobre Portugal resulta de uma depressão térmica criada na meseta ibérica. A insolação forte promove a formação de circulações de mesoscala (ver Figura A.1).

As aplicações foram executadas para a região de estudo (ver Figura 4.1) constituída por um domínio de 200 km x 200 km com uma malha horizontal de 4 km x 4 km. O modelo mesometeorológico usou um domínio vertical de 8 000 metros distribuído por 28 camadas equidistantes e o modelo fotoquímico um domínio vertical de 3 000 metros distribuído por 7 camadas.

O modelo fotoquímico foi aplicado para quatro situações com diferentes valores de resistência superficial para o ozono. Numa primeira aplicação, dita de base, usou-se o valor de R_c incluído no UAM. Este valor foi medido em câmaras que foram especificamente desenhadas para estudos de trocas gasosas. Foi usada uma superfície com um coberto vegetal de uma espécie designada por alfalfa (Killus *et al.*, 1977). Nas restantes aplicações usaram-se os valores de R_c medidos em Baldios tendo sido incluídos no modelo o valor médio, máximo e mínimo verificados no dia 9 de Julho de 1997 (Quadro 4. 6). Pretende-se, com esta abordagem, a avaliação do desempenho do módulo de deposição do UAM para condições características de zonas costeiras do Sul da Europa. A parametrização efectuada no módulo de deposição é avaliada com medições de fluxos de deposição realizados em Baldios no dia 9 de Julho de 1997.

Quadro 4.6 - Valores de resistência de superfície usados nas aplicações do modelo fotoquímico.

Parâmetro	Valor	h m^{-1}
R_c	Base	53
	Médio	1041
	Mínimo	382
	Máximo	3061

4.3.1 Análise dos resultados

Nas Figuras 4.13, 4.14, 4.15 e 4.16 são apresentados os campos de concentrações de ozono conjuntamente com os campos de ventos à superfície, para as 13 e 17 horas locais. Esta análise espacio-temporal é feita para os resultados das aplicações base e com valor médio de R_c . Encontram-se no Anexo B as figuras com os campos de concentração relativos às 9 e 21 horas locais para ambas as aplicações.

Durante a manhã, a circulação sobre o domínio em análise é de N/NW sendo visível (Figura B.1e B.2) a influência da orografia na circulação geral. Os ventos catabáticos são mais intensos nas vertentes viradas a S/SE. O estuário do Tejo e o Vale do Tejo, são influenciados por um fluxo atmosférico de fraca intensidade de direcção N/NW. Esta direcção de vento reflecte a influência da circulação sinóptica no domínio estando presente em todos os campos de ventos, mais ou menos intensamente ao longo do dia.

As concentrações de ozono para esta altura do dia não ultrapassam os $120 \mu\text{g.m}^{-3}$ para todo o domínio. Em termos espaciais, verifica-se que a mancha de ozono vai aumentando ao longo do dia, atingindo o máximo da área de influência ao meio da tarde. Observe-se que esta área é maior para a aplicação com parametrização de R_c médio.

Às treze horas, verifica-se o aumento da intensidade de vento de Norte junto à linha de costa com o desenvolvimento da brisa de mar. Devido à forte radiação, começam também a fazer-se sentir a presença de ventos anabáticos nas cadeias montanhosas existentes no domínio de simulação (Figuras 4.13 e 4.14).

Áreas com concentrações de ozono superiores a $120 \mu\text{g.m}^{-3}$ surgem por esta altura ao Sul de Lisboa sendo também visíveis a Sul de Sines. A origem destas está relacionada com a advecção de precursores de ozono e de ozono produzido na zona metropolitana de Lisboa, zona industrial do Barreiro, Setúbal e Sines. Na Figura 4.14 observa-se também a influência do penacho da Central Termoeléctrica do Carregado.

Ao longo da tarde, a brisa de mar desenvolve-se, assim como os ventos ascensionais de montanha, sendo estes potenciados pelo diferencial térmico entre a terra e a água junto à costa, quando o alinhamento do sistema montanhoso é paralelo à costa. A situação de brisa de mar encontra-se totalmente desenvolvida ao fim da tarde (Figuras 4.15 e 4.16).

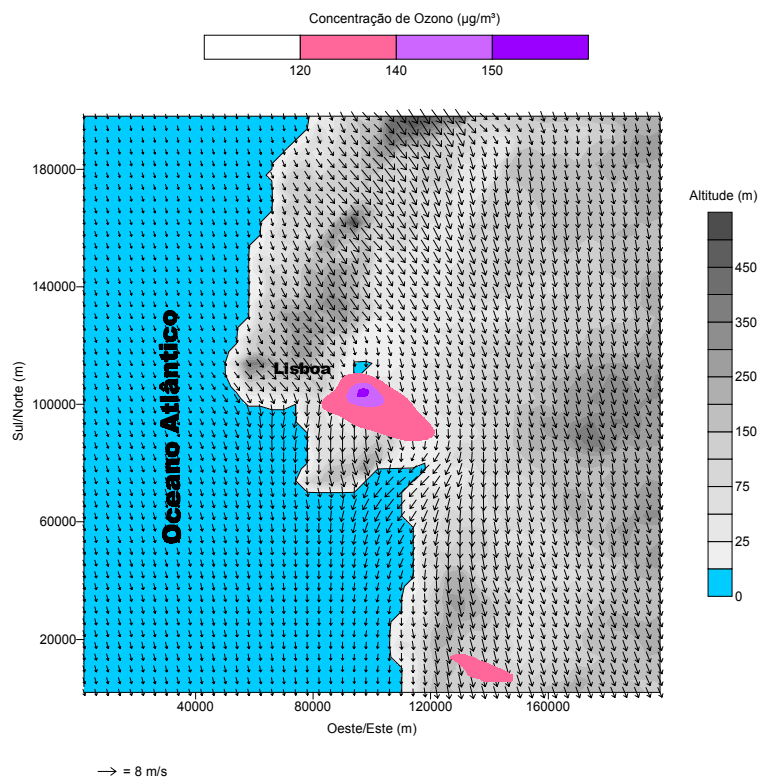


Figura 4.13 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 13 horas para a aplicação base.

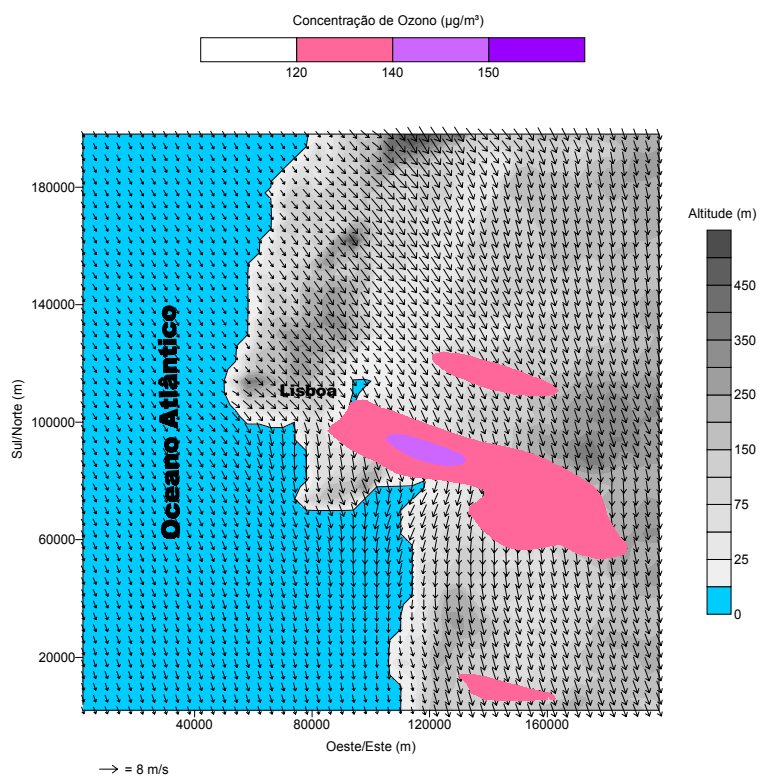


Figura 4.14 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 13 horas para a aplicação com valor médio de R_c .

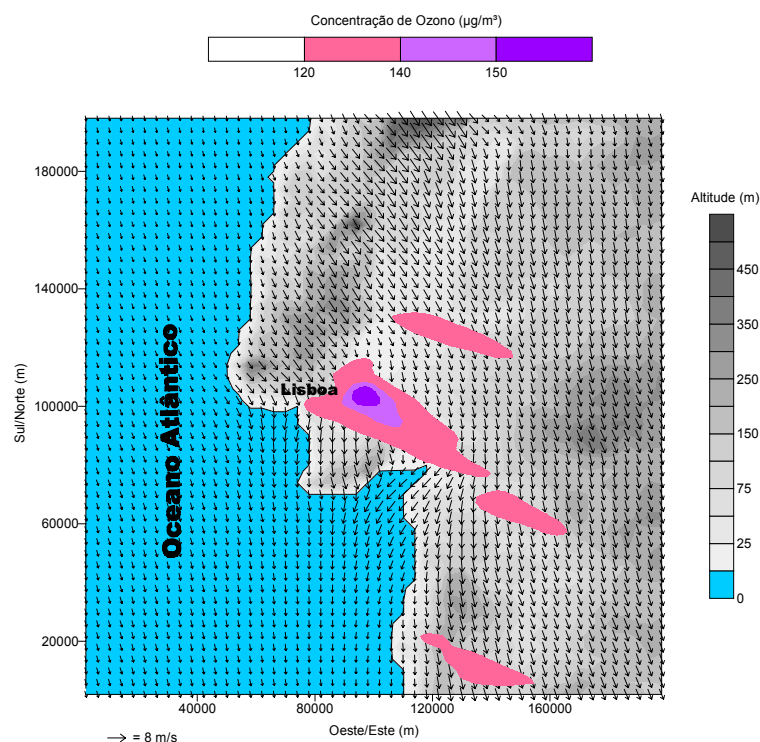


Figura 4.15 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 17 horas para a aplicação base.

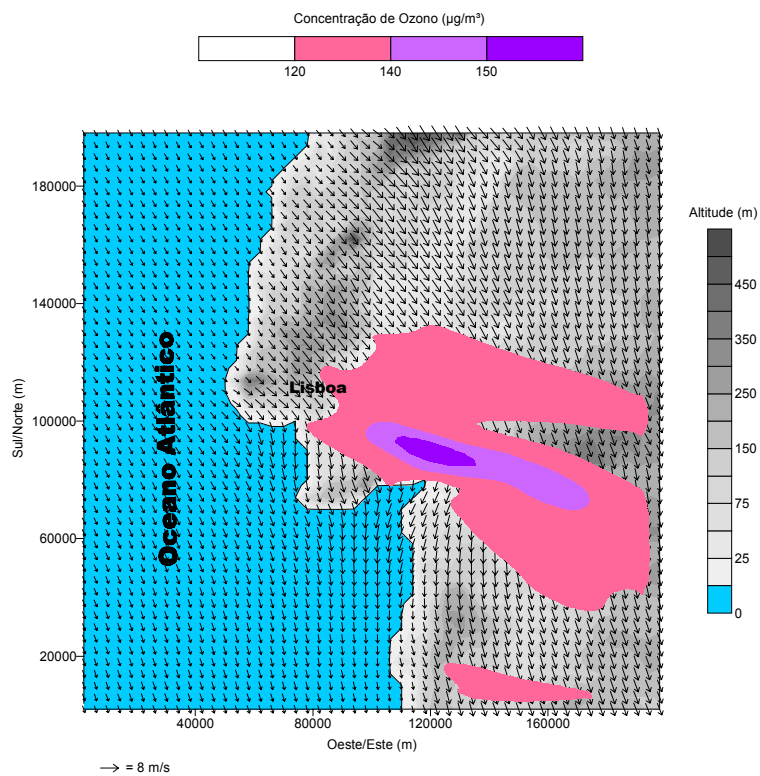


Figura 4.16 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 17 horas para a aplicação com valor médio de R_c .

Ao longo do dia as manchas de concentração máxima vão-se deslocando sobre o domínio, como resultado do transporte dos poluentes primários, predominantemente para Sul e Sudeste. Esta situação denota a influência da brisa de mar no domínio. Uma vez mais se observa que a área de influência das concentrações de ozono é maior para a aplicação com parametrização de R_c .

Genericamente, verifica-se que para ambas as aplicações as manchas de concentração de ozono apresentam o mesmo padrão de dispersão sobre o domínio embora a área de influência seja maior e com valores mais altos de concentração de ozono para a aplicação com parametrização de R_c . Esta situação advém do facto de o valor de R_c médio usado na parametrização ser maior que o usado na aplicação base (Quadro 4.6). Logo, o balanço mássico do ozono no modelo é afectado levando a concentrações de ozono mais elevadas face à menor deposição de ozono na superfície.

Nas figuras seguintes apresentam-se os campos de fluxos de deposição para as 13 e 17 horas locais para ambas as aplicações.

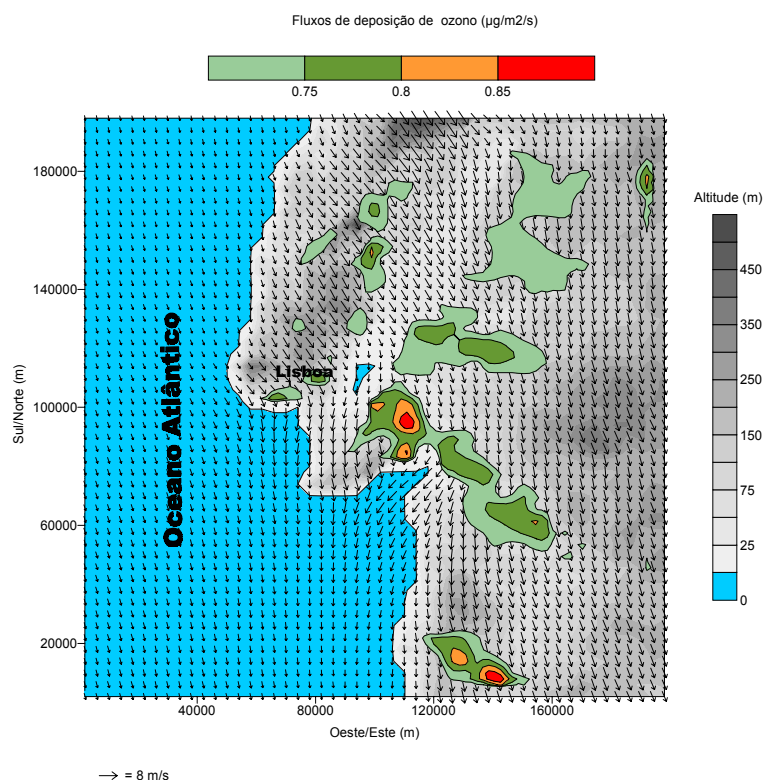


Figura 4.17 – Campo de fluxos de deposição de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) às 13 horas para a aplicação base.

A comparação entre as figuras com campos de concentração de ozono e fluxos de deposição confirma a influência de R_c no balanço mássico de ozono. Para a aplicação base com menor valor de R_c , a deposição é maior, quer ao nível das manchas quer ao nível da magnitude dos valores.

Situação inversa verifica-se para a aplicação com R_c médio (maior valor de R_c) onde se observa uma diminuição significativa dos fluxos de deposição. As manchas de concentração de ozono têm, neste caso, uma grande área de influência.

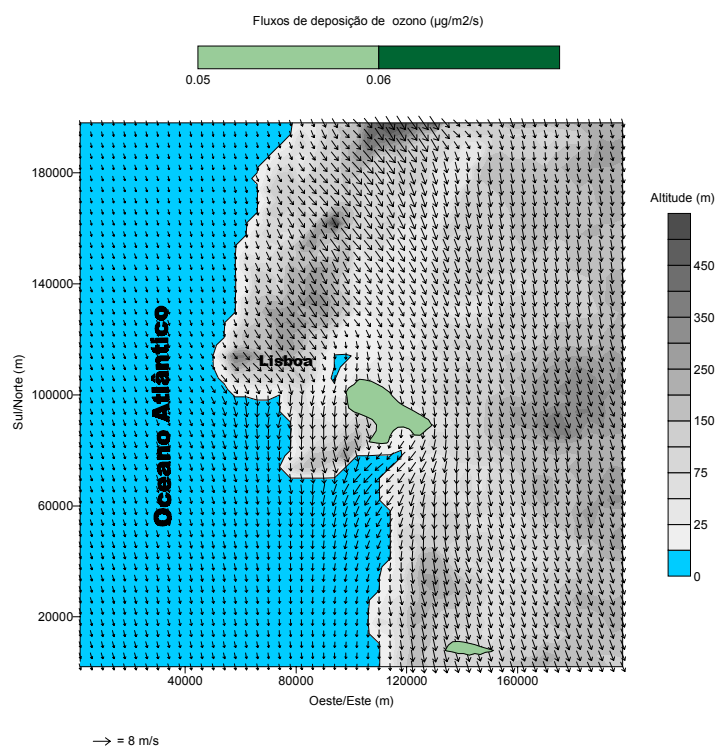


Figura 4.18 – Campo de fluxos de deposição de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) às 13 horas para a aplicação com valor médio de R_c .

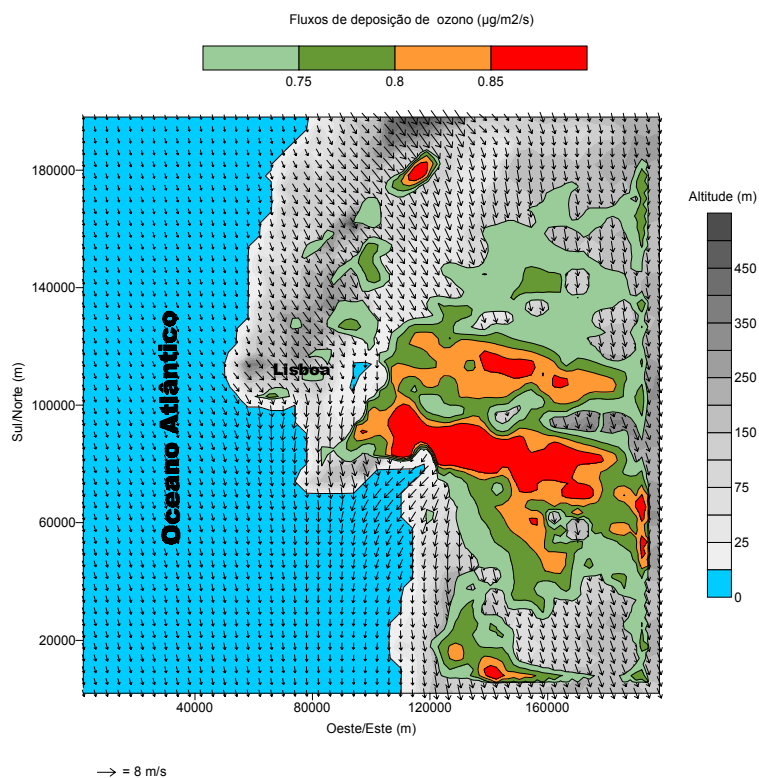


Figura 4.19 – Campo de fluxos de deposição de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$) às 17 horas para a aplicação base.

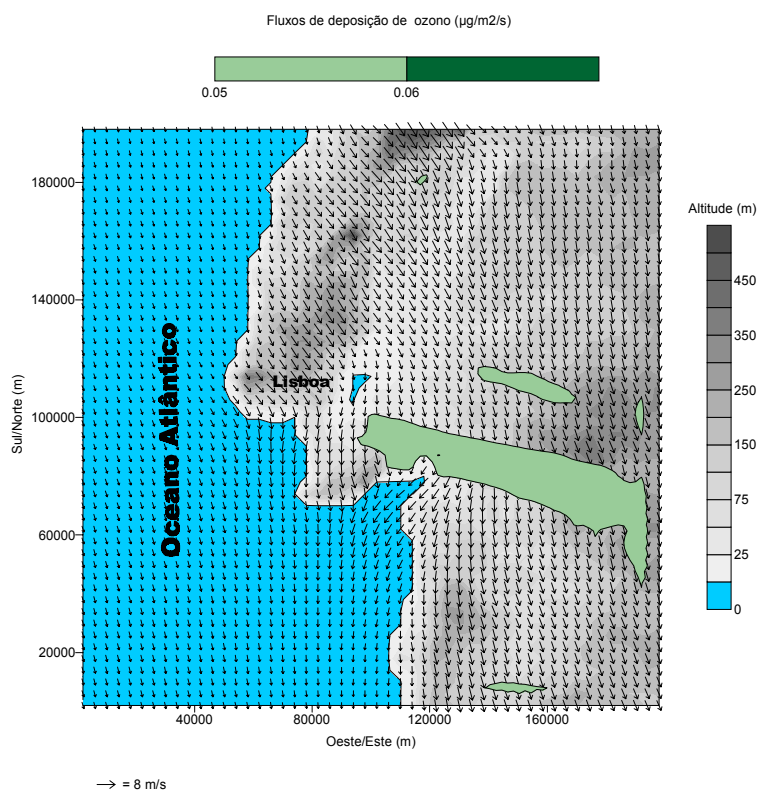


Figura 4.20 – Campo de fluxos de deposição de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$) às 17 horas para a aplicação com valor médio de R_c .

4.3.2 Validação com base em dados reais

O desempenho do sistema MAR IV na região em estudo, foi avaliado com base nos dados adquiridos durante a campanha LisbEx 97 (Borrego *et al*, 1999b). A validação foi efectuada quer por uma análise subjectiva, com a comparação qualitativa dos resultados dos modelos com os dados observados, quer por uma análise de erro quantitativa, com a correspondência ponto a ponto dos dados observados com os modelados. Este tipo de metodologia de análise já foi aplicada em outros estudos na área da mesoscala e fotoquímica (Borrego *et al*, 1998 c, 1999; Barros, 1999). No entanto, nunca foi aplicada ao estudo da simulação numérica de deposição seca.

4.3.2.1 Componente mesometeorológica

O modelo mesometeorológico, foi aplicado com um forçamento sinóptico de N-NW para o dia 9 de Julho. Nos perfis de inicialização são usados valores de temperatura e humidade específica estimados a partir das radiossondagens efectuadas no dia em causa.

Comparação com medições

Para a comparação qualitativa dos resultados do modelo com medições seleccionaram-se a estação de Sines, representativa de estações costeiras e a estação de Baldios, com características do interior do domínio. A mesma metodologia foi aplicada às restantes estações sendo apresentada uma selecção de 4 estações no Anexo C.

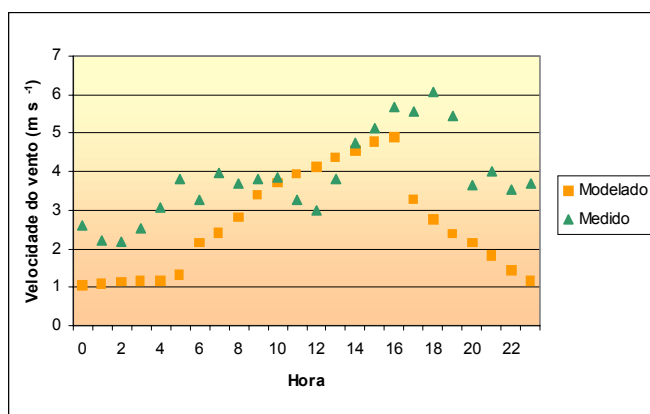


Figura 4.21 – Valores de velocidade do vento calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997.

Nas Figuras 4.21 a 4.26 mostra-se de uma forma gráfica a comparação entre o modelado e o medido. Em Baldios, o modelo CSU simula razoavelmente bem o vento do quadrante

Norte que se faz sentir durante o período diurno, bem como a velocidade do vento que ronda os $3\text{--}5\text{ m s}^{-1}$. No período nocturno, o modelo tende a calcular por defeito a velocidade do vento e verificam-se também alguns desvios na direcção do vento.

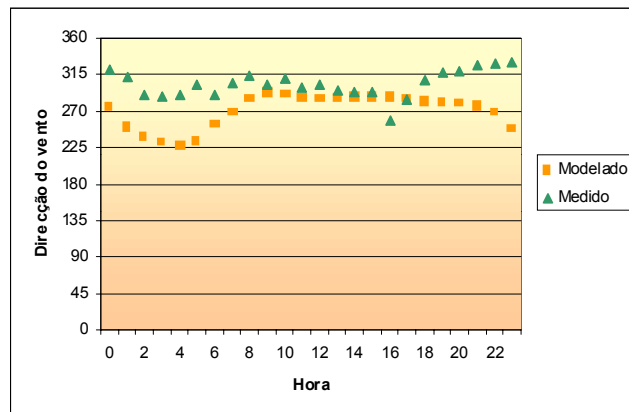


Figura 4.22 – Valores de direcção do vento calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997.

Em relação à temperatura, o modelo tende a sobre-estimar os valores medidos ao longo do dia. No entanto, o modelo consegue simular satisfatoriamente o padrão diário verificado para a temperatura.

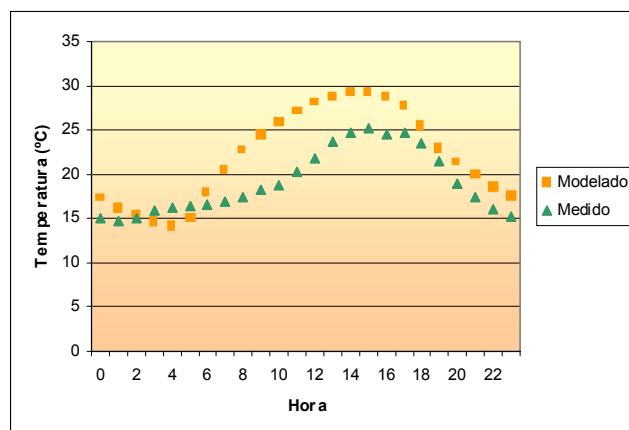


Figura 4.23 – Valores de temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997.

Para a estação de Sines, o modelo tende a sobrestimar a velocidade de vento medida, ocorrendo o melhor ajuste entre os dados calculados e medidos antes das 5h e depois das 18 h. Relativamente à direcção do vento, o desempenho do modelo não é tão bom verificando-se desvios durante todo o dia. No entanto, os rumos do vento são do quadrante Norte tal como os valores medidos.

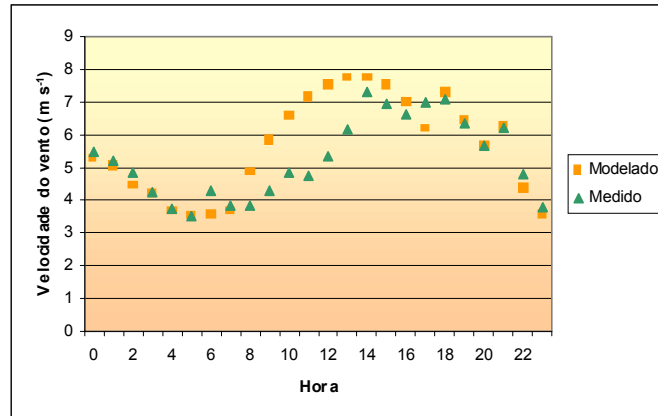


Figura 4.24 – Valores de velocidade do vento calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Sines em 9 de Julho de 1997.

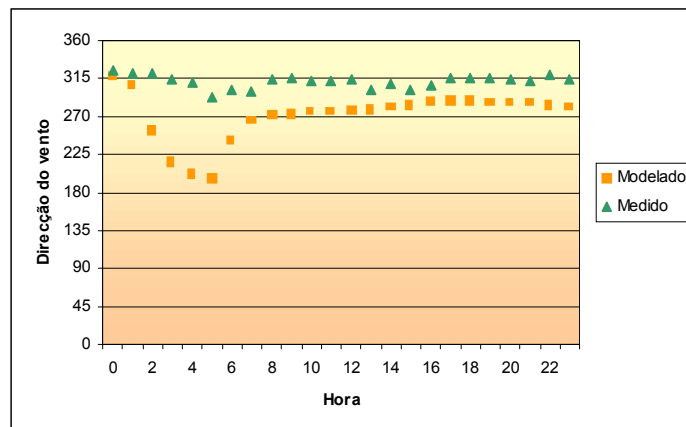


Figura 4.25 – Valores de direcção do vento calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Sines em 9 de Julho de 1997.

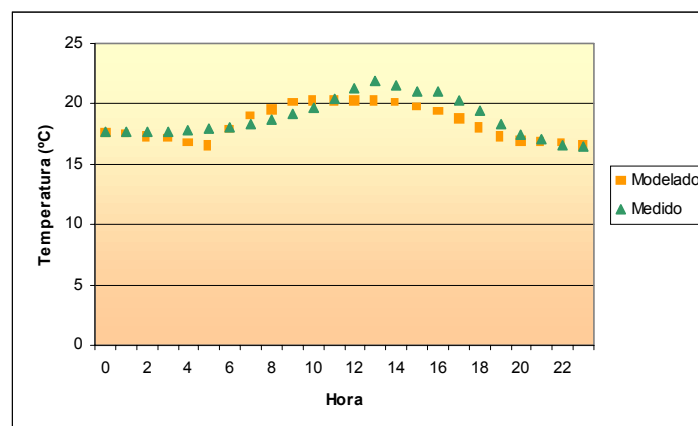


Figura 4.26 – Valores de temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Sines em 9 de Julho de 1997.

No que respeita à temperatura, o modelo apresenta um bom desempenho com os dados praticamente ajustados aos valores medidos para este parâmetro.

Análise de erro quantitativo

A comparação dos resultados modelados com os dados observados foi efectuada por uma análise de erro quantitativo (Keyser and Anthes, 1977, Pielke, 1984). Assim, se ϕ_i e ϕ_{obs} forem dados individuais modelados e observados na mesma célula da malha, respectivamente; ϕ_0 e $\phi_{0\ obs}$ as médias de ϕ_i e ϕ_{obs} para uma determinada sequência em estudo e $\# N$ o número de observações, então :

$$E = \left\{ \frac{\sum_{i=1}^{\#N} (\phi_i - \phi_{i\ obs})^2}{\#N} \right\}^{1/2} \quad (4.1)$$

$$E_{UB} = \left\{ \frac{\sum_{i=1}^{\#N} [(\phi_i - \phi_0) - (\phi_{i\ obs} - \phi_{0\ obs})]^2}{\#N} \right\}^{1/2} \quad (4.2)$$

$$S = \left\{ \frac{\sum_{i=1}^{\#N} (\phi_i - \phi_0)^2}{\#N} \right\}^{1/2} \quad (4.3)$$

e,

$$S_{obs} = \left\{ \frac{\sum_{i=1}^{\#N} (\phi_{i\ obs} - \phi_{0\ obs})^2}{\#N} \right\}^{1/2} \quad (4.4)$$

onde o parâmetro E é o erro quadrático médio, E_{UB} o erro quadrático médio após a remoção de um determinado desvio e S e S_{obs} o desvio padrão dos dados modelados e observados.

Keyser e Anthes, (1977) sugerem que o erro quadrático médio se reduz significativamente após a remoção de um desvio constante. Ainda segundo estes autores, este desvio corresponde a incorrecções nas especificações das condições iniciais e/ou de fronteira.

Pode dizer-se que a simulação apresenta um comportamento aceitável quando:

$$S \approx S_{obs}, E < S_{obs} \text{ e } E_{ub} < S_{obs}$$

No Quadro 4.7 são apresentados os resultados encontrados para 12 estações do domínio no dia 9 de Julho (LisbEx 97) para a temperatura do ar.

Quadro 4.7 - Análise do erro da previsão do modelo para 12 estações do domínio no dia 9 relativamente à temperatura do ar.

Estação	Parâmetro	S/Sobs	E/Sobs	Eub/Sobs
TE-Pego		1,30	1,37	1,09
Santarem		1,44	0,77	0,74
Lisboa		1,54	0,83,	0,83
Lavradio		1,75	0,98	0,97
C. Malha		1,73	1,16	0,94
Mesquita	Temperatura	0,27	0,90	0,91
Setubal		0,78	0,54	0,45
Baldios		1,45	1,07	0,69
Évora		0,98	0,49	0,42
Beja		1,07	0,55	0,47
Alcacer		1,13	0,54	0,53
Sines		1,00	0,58	0,57
Média		1,20	0,81	0,72

Os parâmetros de avaliação de erro indicados no Quadro 4.7 indicam um desempenho bastante satisfatório para o modelo com uma previsão bastante aproximada da realidade para esta variável. Verifica-se que o erro quadrático médio com correcção de desvio, em média, é mais baixo do que o erro quadrático médio sem correcção.

Nos Quadros 4.8 e 4.9 são apresentados resultados da avaliação para as componentes de vento zonal e meridional.

O modelo apresenta em média um desempenho inferior para ambas as componentes do vento, relativamente à temperatura. Por outro lado, apresenta uma melhor performance para a componente meridional do que para a componente zonal, resultado do forte forçamento sinóptico de N/NW verificado neste dia.

Um dos problemas da validação ponto a ponto efectuada são as limitações que estão associadas à representatividade espacial e temporal dos dados adquiridos nas estações de observação comparativamente aos resultados do modelo para a célula da malha de cálculo onde se encontra a estação. No caso do domínio em estudo, foi possível usar 12 estações, considerando-se significativa a representatividade deste tipo de metodologia face a uma malha de cálculo relativamente larga.

Quadro 4.8 - Análise do erro da previsão do modelo para 12 das estações do domínio no dia 9 relativamente à componente zonal do vento.

Estação	Parâmetro	S/Sobs	Eub/Sobs	E/Sobs
s				
TE-Pego	Comp. Zonal	1,30	1,09	1,37
Santarem		2,24	1,84	1,91
Lisboa		1,50	1,59	1,83
Lavradio		1,28	1,49	1,76
C. Malha		1,29	0,75	0,76
Mesquita		1,01	0,67	0,74
Setubal		1,49	0,91	1,12
Baldios		1,14	0,87	1,03
Évora		1,30	1,30	1,61
Beja		1,73	2,01	2,41
Alcacer		1,39	0,86	1,05
Sines		0,67	1,08	1,02
Média		1,36	1,39	1,20

Quadro 4. 9- Análise do erro da previsão do modelo para 12 das estações do domínio no dia 9 relativamente à componente meridional do vento.

Estação	Parâmetro	S/Sobs	E/Sobs	Eub/Sobs
TE-Pego	Comp. Meridional	0,53	0,91	0,90
Santarem		2,02	2,70	2,20
Lisboa		0,89	1,35	1,18
Lavradio		1,06	3,39	1,54
C. Malha		0,38	3,58	0,69
Mesquita		1,52	1,54	1,34
Setubal		2,12	3,92	2,28
Baldios		0,73	1,94	1,25
Évora		0,46	0,98	0,90
Beja		0,85	1,04	0,82
Alcacer		0,56	1,01	1,00
Sines		0,14	1,64	0,99
Média		0,94	2,00	1,26

4.3.2.2 Componente fotoquímica

O desempenho do sistema na sua componente fotoquímica foi efectuado pela comparação dos resultados modelados e observados para o ozono para o dia 9 de Julho.

O modelo fotoquímico foi aplicado sequencialmente durante 48 horas para o mesmo dia de modelação. O primeiro dia é eliminado de forma a mitigar os efeitos da atribuição arbitrária das condições iniciais (USEPA, 1991). A análise da performance do modelo é aplicada ao segundo dia.

Comparação com medições

Tal como apresentado para a componente mesometeorológica, a comparação qualitativa dos resultados do modelo com medições focou-se em duas estações. No caso da

fotoquímica, a estação costeira passa a ser Monte Velho, com localização próxima da estação de Sines. A mesma metodologia foi aplicada às restantes estações sendo apresentada uma selecção de 4 estações no Anexo C. Nas Figuras 4.27 a 4.30 mostra-se de uma forma gráfica a comparação entre o modelado e o medido.

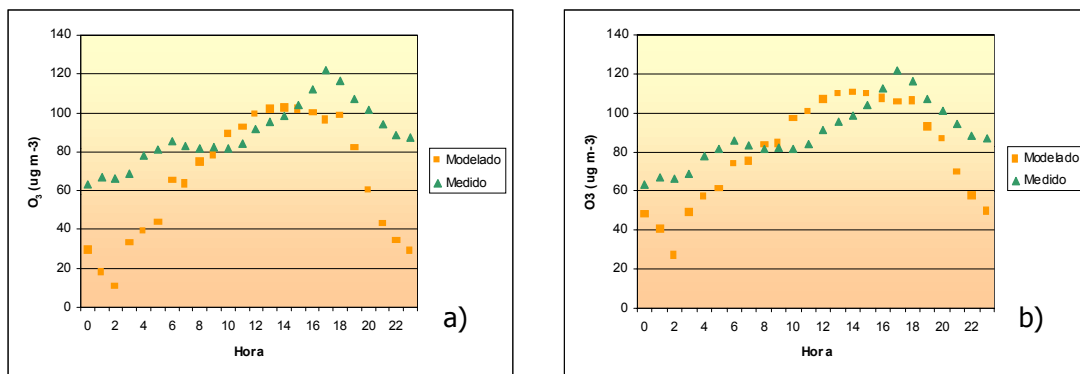


Figura 4. 27 - Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997. a) aplicação base; b) aplicação com valor médio de R_c medido em Baldios.

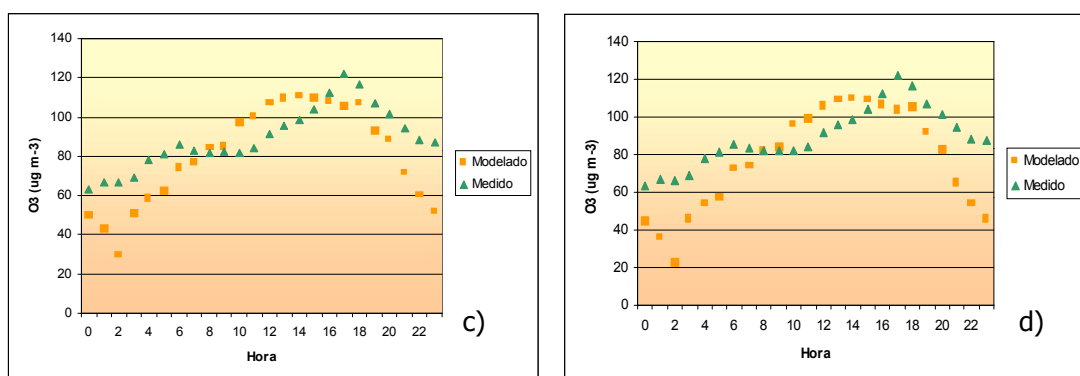


Figura 4. 28 - Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997. c) aplicação com valor máximo de R_c medido em Baldios; d) aplicação com valor mínimo de R_c medido em Baldios.

As figuras apresentadas permitem avaliar a influência da parametrização do módulo de deposição do modelo. Verifica-se, de uma maneira geral, que o desempenho do modelo é razoável com uma boa concordância do padrão diário de concentrações de ozono. No entanto, com a parametrização efectuada (b, c, e d)) observa-se um melhor ajuste dos valores modelados com os medidos. Não se observa nenhuma diferença significativa com as aplicações com valor máximo e mínimo de R_c em relação à aplicação com valor médio de R_c . Nota-se uma tendência do modelo para subestimar as concentrações de ozono no período nocturno e sobreavaliar durante o dia, ainda que de uma forma ligeira.

O mesmo tipo de análise aplicada à estação de Monte Velho mostra que para esta estação o desempenho do modelo é inferior (Figuras 4.29 e 4.30). Verifica-se uma melhoria com a parametrização do módulo de deposição mas existem desvios relativamente aos valores medidos. Nota-se uma tendência para o modelo subestimar as concentrações de ozono até cerca das 16 horas, altura a partir da qual se verifica que o modelo sobre-avalia as concentrações.

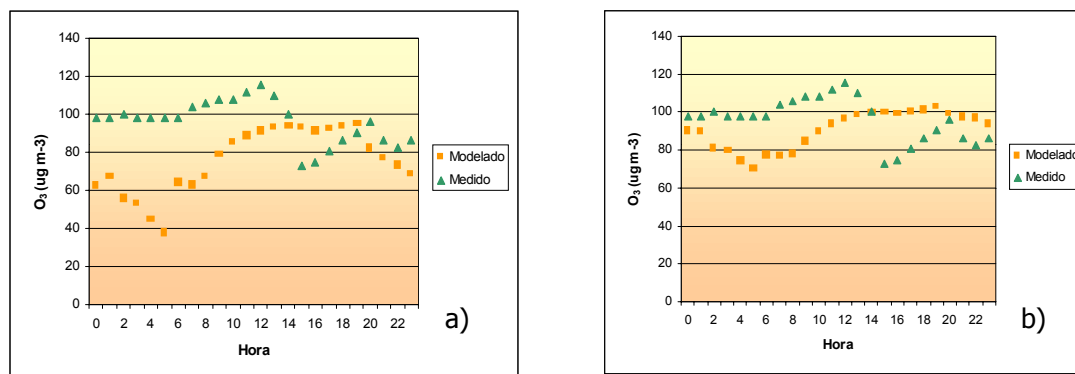


Figura 4. 29 - Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Monte Velho em 9 de Julho de 1997. a) aplicação base; b) aplicação com valor médio de R_c medido em Baldios.

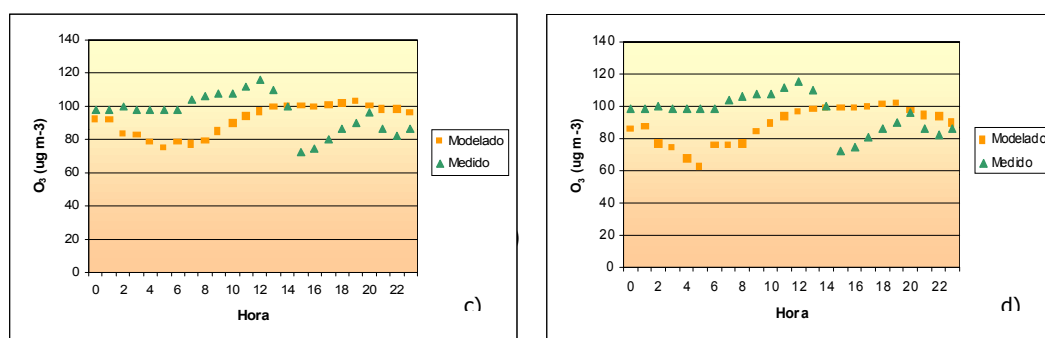


Figura 4. 30 - Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Monte Velho em 9 de Julho de 1997. c) aplicação com valor máximo de R_c medido em Baldios; d) aplicação com valor mínimo de R_c medido em Baldios.

Os desvios encontrados podem dever-se à malha de cálculo numérica usada relativamente grande que introduz erros ao nível do cálculo das concentrações de ozono. A malha usada tem um espaçamento de 4 por 4 quilómetros, o que corresponde a uma área de base para o cálculo de 16 km².

O ficheiro de emissões utilizado no modelo também poderá ser fonte de erro. A complexidade e a quantidade de informação necessária à estimativa de emissões levam a que se façam aproximações de forma a obviar lacunas de informação. As incertezas são

maiores para fontes em área e móveis. As fontes fixas geralmente encontram-se bem caracterizadas sendo estimadas com maior nível de rigor. A Figura 4.14 demonstra este facto com a simulação dos penachos das Centrais Termoeléctricas do Carregado e Setúbal e da zona industrial de Sines.

Uma vez mais, não se observa nenhuma diferença significativa com as aplicações com valor máximo e mínimo de R_c em relação à aplicação com valor médio de R_c . Este facto indica que apesar de o modelo simular melhor a realidade com a parametrização média efectuada não é sensível à variação diária deste parâmetro, neste caso para o cálculo das concentrações de ozono.

Avaliação quantitativa do desempenho do modelo

Para o ozono, o número de estações de observação e a sua fiabilidade são baixos pelo que a comparação ponto a ponto é bastante questionável. Assim, foi usada uma metodologia desenvolvida pela Environmental Protection Agency (EPA) para a avaliação do desempenho deste tipo de modelos (USEPA, 1991). Procedeu-se ao cálculo dos seguintes parâmetros :

Precisão do maior valor calculado para o domínio

$$A_u = \frac{c_o(.,.) - c_p(.,.)}{c_o(.,.)} \times 100\% \quad (4.5)$$

Teste de desvio normalizado

$$D = \frac{1}{N_t} \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^{H_i} \frac{c_o(i,j) - c_p(i,j)}{c_o(i,j)} \quad (4.6)$$

Erro associado aos valores superiores a $120 \mu\text{g.m}^{-3}$

$$E_d = \frac{1}{N_t} \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^{H_i} \frac{c_o(i,j) - c_p(i,j)}{c_o(i,j)} \quad (4.7)$$

onde :

$c_o(.,.)$ - Valor máximo horário observado para todas as horas em todas as estações;

$c_p (.,.)$ - Valor máximo horário modelado para todas as horas em todas as estações;

$c_o (i,j)$ - Valor observado na estação i na hora j ;

$c_p (i,j)$ - Valor modelado na estação i na hora j ;

N - Número de estações;

H_i - Número de pares observados-modelados na estação i ;

N_t - Número total de estações-hora;

O valor c_p foi determinado por interpolação bilinear dos valores modelados para as quatro células mais próximas da estação i para uma dada hora.

A avaliação efectuada, por questões de disponibilidade e fiabilidade de dados, baseou-se em 6 estações cobrindo 144 horas de observações. Os resultados da aplicação desta metodologia ao dia 9 de Julho com diferentes valores de R_c estão apresentados no Quadro 4.10.

Quadro 4.10 - Parâmetros de avaliação quantitativa da fotoquímica do sistema MAR IV.

Parâmetro	Aplicações			
%	Base	R_c médio	R_c máximo	R_c Mínimo
A_u	19,8	-15,2	-15,4	-14,8
D	10,6	5,7	1,7	5,9
E_d	18,0	-11,1	-11,2	-10,7

Na avaliação do desempenho de modelos deste tipo não existem critérios rígidos para a sua aceitação ou rejeição. No entanto, baseado em simulações efectuadas no passado, este tipo de modelos produzem para os diferentes parâmetros estatísticos níveis de aproximadamente, ± 15 -20%, para A_u , ± 5 -15% para D e 30-35% para E_d (USEPA, 1991).

O parâmetro A_u mostra que todas as aplicações se encontram dentro da referência proposta. As aplicações do modelo com valores de R_c medidos em Baldios apresentam uma tendência para sobreavaliar, face aos valores observados, o máximo valor atingido no domínio.

Por seu lado, a análise ao parâmetro D mostra um ligeiro desvio para a aplicação com o valor máximo de R_c enquanto as restantes aplicações se enquadram no intervalo proposto para este parâmetro.

Finalmente, o parâmetro E_d apresenta um desvio significativo para todas as aplicações. No entanto, não é de considerar este parâmetro uma vez que nas 144 horas de observação só se registou um valor observado maior que $120 \mu\text{g.m}^{-3}$ não sendo adequada a sua aplicação neste caso.

Assim, pode considerar-se que o sistema apresenta soluções numéricas para o domínio de estudo que estão dentro dos parâmetros de qualidade propostos.

De forma a poder concluir sobre a influência da parametrização de R_c no desempenho da componente fotoquímica, apresenta-se a análise de dispersão efectuada para a aplicação base e com valor de R_c médio versus valores medidos. Esta análise foi efectuada para 5 estações do domínio considerado.

A comparação da dispersão dos valores observados nas Figura 4.31 - A e B mostra a melhoria do desempenho do modelo com a parametrização de R_c verificando-se um bom ajuste entre os valores medidos e modelados. Pode considerar-se que a introdução de valores medidos para R_c melhora o balanço mássico do ozono efectuado pelo modelo com uma melhor aproximação à realidade. Realce-se o facto de a parametrização ser feita com valores medidos no domínio de estudo, ou seja, mais representativos dos mecanismos de remoção de ozono para a área simulada.

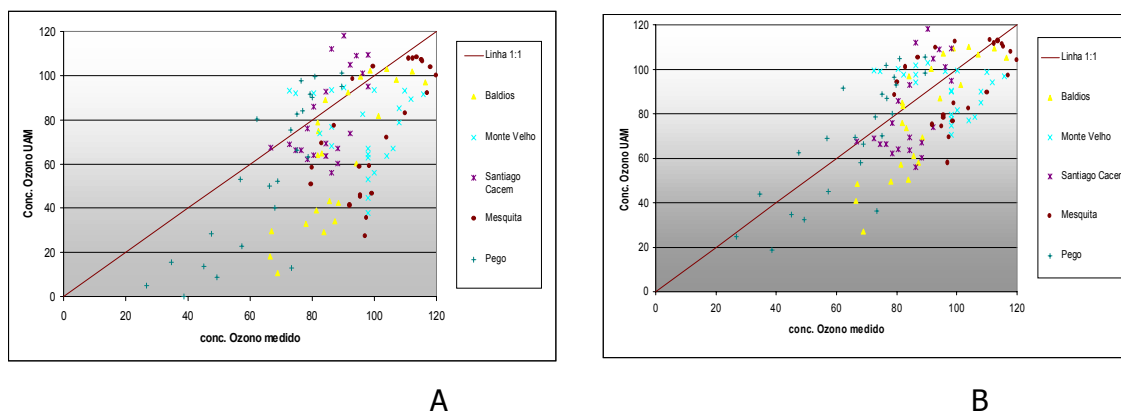


Figura 4.31 – Concentrações de ozono medidas comparadas com resultados do modelo fotoquímico para 5 estações. Também se apresenta a linha 1:1.

4.3.2.3 Deposição seca

A comparação qualitativa dos resultados do modelo é feita com dados medidos na estação de Baldios. Este tipo de análise é pioneira na área da deposição e deve ser considerada como uma metodologia de avaliação do desempenho do modelo uma vez que a estação não será representativa do domínio considerado. No entanto, a análise permite inferir sobre a influência da parametrização efectuada no módulo de deposição.

Comparação com medições

Nas figuras 4.32 e 4.33 apresentam-se as comparações dos valores modelados com os valores medidos. Verifica-se que os resultados da aplicação base têm um grande desvio em relação aos valores medidos, especialmente em termos de magnitude (Fig. 4.31).

Para a melhor comparação dos valores obtidos com a parametrização do módulo de deposição fez-se uma nova figura que não inclui a aplicação base. A análise da Figura 4.33 mostra uma melhor aproximação destes valores com os valores medidos, em particular a aplicação com valor mínimo de R_c . A curva com os valores de R_c mínimo tem um padrão diário razoavelmente concordante com a curva dos valores.

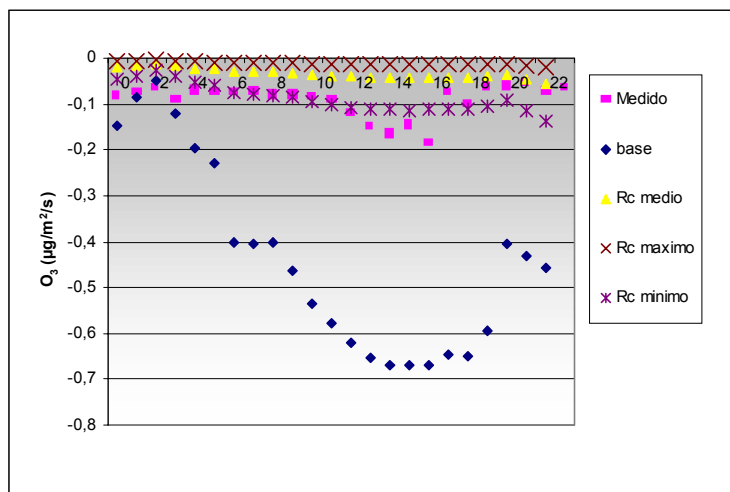


Figura 4. 32 - Valores de fluxos de deposição de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997 para as aplicações base e com parametrização de R_c .

O facto de o modelo simular melhor a realidade com um valor mínimo de R_c mostra que o modelo sobreavalia a resistência atmosférica no cálculo dos fluxos de deposição. Esta situação poderá estar associada a desvios relativos à rugosidade, ao uso do solo, aos

campos de ventos e à malha de cálculo considerada. No entanto, serão necessários outros estudos de análise de sensibilidade do modelo para avaliar a importância destes parâmetros no processo de deposição seca.

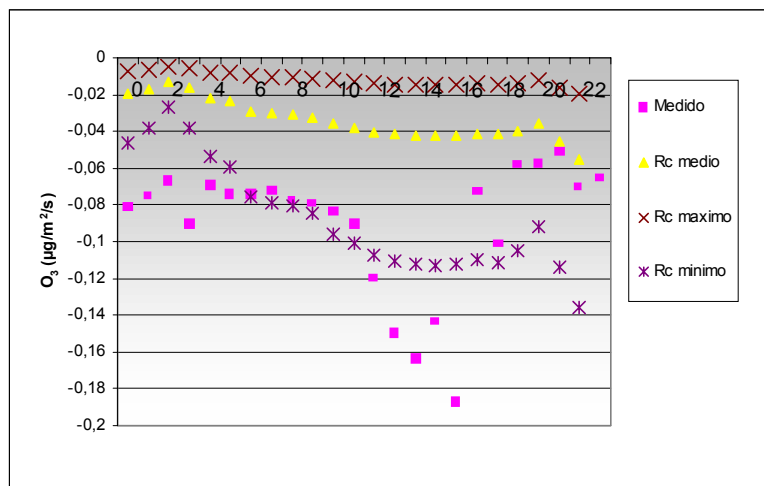


Figura 4. 33 - Valores de fluxos de deposição de ozono calculados com o modelo UAM e medidos em Baldios em 9 de Julho de 1997 para as aplicações com parametrização de R_c .

Análise de erro quantitativa

A comparação dos resultados modelados com os dados observados foi efectuada por uma análise de erro quantitativo já descrita para a componente meteorológica. Lembra-se que a simulação apresenta um comportamento aceitável quando:

$$S \approx S_{obs}, E < S_{obs} \text{ e } E_{ub} < S_{obs}.$$

Da análise do Quadro 4.11 ressalta o facto de a aplicação base apresentar um grande erro de previsão. As aplicações com valor máximo e médio de R_c também apresentam desvios significativos. Tal como observado na análise qualitativa efectuada, a aplicação com valor mínimo de R_c aproxima-se bastante da realidade.

Quadro 4.11 – Análise do erro da previsão do modelo para Baldios no dia 9 relativamente aos fluxos de deposição.

Aplicações	S/Sobs	E/Sobs	Eub/Sobs
Base	5,91	11,17	5,41
Rc medio	0,30	1,95	0,92
Rc maximo	0,10	2,52	0,97
Rc minimo	0,84	1,00	0,98

Embora de forma cautelosa, dada a falta de estações no domínio com dados de deposição, pode dizer-se que a parametrização do módulo de deposição melhora o desempenho do modelo relativamente à simulação da deposição do ozono na superfície. No entanto, serão necessários mais dados sobre deposição, ou seja, mais campanhas experimentais de deposição no domínio em estudo para prosseguir com a avaliação do módulo de deposição.

Capítulo 5

5 Estimativa de cargas críticas para Portugal continental

No capítulo 3 foram abordados os conceitos de cargas e níveis críticos, tendo sido referidas as diferentes metodologias utilizadas para o seu cálculo.

Constatada a inexistência de um mapa de cargas críticas para Portugal – para além da aproximação, a escala reduzida, realizada pelo SEI (1998), no seu estudo “Global Assessment of Ecosystem Sensitivity to Acidic Deposition” – analisaram-se os diferentes métodos para o cálculo de cargas críticas, no sentido de desenvolver uma carta inicial para Portugal continental, que permitisse o cruzamento de dados no sentido de retirar conclusões mais concretas sobre os problemas de deposição no nosso país.

Dadas as actuais limitações ao nível de informação disponível, optou-se pela aproximação do método empírico para o cálculo das cargas críticas.

No presente capítulo apresenta-se assim o estudo levado a cabo para o cálculo de cargas críticas de acidez para ecossistemas terrestres em Portugal, através do método empírico.

O resultado deste estudo pode ser encontrado na Figura 5.2 (ver pág. 100), onde se apresentam cinco classes de valores de cargas críticas.

5.1 O método empírico vs a equação de balanço mássico simples

Dos métodos de cálculo de cargas críticas, actualmente implementados, o método empírico é utilizado preferencialmente para o cálculo de cargas críticas em ecossistemas não-florestais, deixando as áreas florestais para a aplicação da equação de Balanço Mássico Simples (BMS).

Na realidade, e pese embora o seu maior rigor, a equação de BMS não é utilizada nas áreas não-florestais devido ao insuficiente conhecimento sobre o estabelecimento de limites químicos críticos apropriados nestas áreas.

O que se pratica actualmente é a aplicação simultânea de diferentes métodos de cálculo, de acordo com as diferentes áreas em que cada método demonstra maior fiabilidade.

Assim, para o presente caso, o ideal seria a aplicação do método empírico em áreas não-florestais, e da equação de BMS nas áreas florestais.

No entanto, dado que para cada um destes métodos são aplicadas diferentes metodologias e são necessários diferentes tipos de informação, verificou-se que a aplicação do método de BMS – mais complexo e mais exigente em termos de meios a aplicar – se encontra fora do âmbito mais restrito deste trabalho, pelo que se optou pela aproximação do método empírico.

Estando consciente das limitações deste método, não pode todavia deixar de ser referido o facto de ainda não ter sido desenvolvido para o caso português nenhuma análise deste tipo, pelo que o trabalho aqui apresentado pode ser aproveitado como uma primeira aproximação, a uma escala mais adequada, para o caso nacional.

De referir no entanto que a aplicação do modelo de BMS é tanto mais importante para o caso Português quando se verifica que cerca de 37% do nosso território corresponde a manchas florestais¹ (DGF, 1998).

5.2 As exigências da equação do Balanço Mássico Simples

De entre os vários casos relativamente bem documentados ao nível da bibliografia internacional, a metodologia que se afigura mais adequada para o caso português é a aplicada para o caso espanhol, pelo 'Grupo de Bases de Dados e Cartografia' da UNESA. O trabalho, desenvolvido sob a designação de "Cálculo e cartografia de cargas críticas para Espanha – aplicação do modelo BMS" (CIEMAT, 1996), enquadrou-se num projecto de âmbito nacional, relativo à "determinação e implicações da metodologia de cargas/níveis críticos de contaminantes", iniciado em 1993.

Sendo um modelo complexo, no qual são considerados todos os processos que intervêm na deposição e absorção de poluentes (ver Figura 3.4), as necessidades ao nível da informação são consideráveis. Com base no modelo desenvolvido para o caso espanhol,

¹ Para os povoamentos florestais, a DGF considera formações arbóreas com um grau de coberto igual ou superior aos 10% e com uma área não inferior a 0,5 hectares.

apresenta-se no Quadro 5.1 a informação necessária para a realização do cálculo das cargas críticas em áreas florestais para Portugal.

No quadro pode verificar-se que uma parte considerável da informação necessária à aplicação do método do BMS se encontra actualmente disponível.

Quadro 5.1 – Informação necessária para a aplicação do modelo BMS.

Dados	Parâmetros	Fonte	Estado
Solos	Rocha mãe	• Mapa litológico, Atlas Digital do Ambiente (DGA)	Disponível
	Textura	• FAO (carta de solos, 1985)	Disponível mediante aquisição
	Taxa de alteração	• Cálculo	A calcular
Florestas	Áreas florestais	• CORINE Land Cover	Disponível
	Taxa de crescimento	• Cálculo (CORINE, DGF)	Dados solicitados à DGF
	Absorção de nutrientes	• Cálculo	A calcular
	Conteúdo de elementos	• (de Vries <i>et al.</i> 1993)	Disponível
Climatologia	Precipitação (anual)	• Atlas Digital do Ambiente (DGA)	Disponível
	Temperaturas	• Atlas Digital do Ambiente (DGA)	Disponível
Hidrologia	Evapotranspiração	• Atlas Digital do Ambiente (DGA)	Disponível
	Percolação	• Cálculo	A calcular
Nitratos	N imobilizado	• Downing <i>et al.</i> (1993)	Disponível
	Factor de denitrificação	• De Vries <i>et al.</i> (1993)	Disponível
	"uptake" crítico	• Cálculo	A calcular
	"leaching" crítico	• Cálculo	A calcular
Deposição de catiões básicos	Ca ²⁺ , Mg ²⁺	• Calculado a partir de dados das estações EMEP	Disponível a partir do estudo espanhol

Há no entanto que referir que existem algumas limitações, especialmente ao nível da cartografia sobre as áreas florestais. Estes dados, essenciais para definir as áreas a integrar no BMS, são retirados da carta de usos do solo CORINE, que data de 1990, pelo que a desactualização dos dados pode ser significativa.

Por outro lado, a cartografia relativa aos dados meteorológicos – temperatura e precipitação – reporta à análise de dados do período de 1931 a 1960, pelo que os dados

podem não contar com alguma tendência que se possa ter manifestado neste últimos 40 anos.

Pese embora os potenciais problemas e limitações constatadas, relativamente à informação necessária e disponível, deve ser reforçada a necessidade urgente de se levar a cabo este trabalho para o território nacional, fundamental para uma avaliação dos problemas de deposição de poluentes.

5.3 O método do Stockholm Environment Institute

Para a aplicação do método empírico para o cálculo de cargas críticas para Portugal foi utilizada a metodologia definida num relatório do Stockholm Environmental Institute (SEI), sobre o estudo global da sensibilidade dos ecossistemas à deposição ácida, datado de 1998 (Cinderby *et al.*, 1998).

As metodologias iniciais para a produção de cartografia de risco de deposições ácidas utilizaram diversa informação relativa aos solos, coberto vegetal e variáveis climáticas. Um desses mapas, produzido por Kuylenstierna, em 1995 (Cinderby, 1998), serviu de base para discussão sobre o tema, em vários Workshops entre 1996 e 1997.

Destes Workshops saiu uma conclusão importante: o método mais adequado para o cálculo das cargas críticas, a uma escala global, deve basear-se apenas na capacidade de neutralização dos solos.

Na realidade, apesar de os participantes dos Workshops reconhecerem a importância da vegetação e do clima enquanto parâmetros que influenciam a resposta dos ecossistemas terrestres à deposição ácida, a informação disponível sobre a cobertura vegetal foi considerada demasiado escassa para dar uma mais valia importante ao cálculo das cargas críticas (Cinderby, 1998).

Para além disso, foi ainda considerado que é extremamente difícil determinar a influência da vegetação, ao nível dos ecossistemas, na sensibilidade à acidificação dos solos. Quanto ao clima, pese embora a sua importância no processo, não se conhece claramente a sua influência no processo (Cinderby, 1998).

Ainda de acordo com o mesmo relatório, a razão para a utilização da informação sobre os solos passa pelo facto de a sensibilidade dos ecossistemas terrestres à deposição ácida

dependem da capacidade de neutralização dos solos e da capacidade de resposta dos organismos vivos à acidificação daqueles. Assim, podendo controlar a acidificação através do controlo da deposição a níveis que possam ser neutralizados pelo solo, o elemento-chave para a sensibilidade dos ecossistemas terrestres pode ser catalogado apenas através da capacidade de neutralização do solo.

Mesmo a colheita de espécies mais tolerantes é afectada quando se dá a acidificação dos solos, pelo que esta pode ser considerada como o maior problema. Assim, se esta for evitada, também os impactes na vegetação serão diminuídos, independentemente das espécies e da sua maior ou menor tolerância.

No âmbito dos processos do solo, que contribuem para a capacidade de neutralização do solo, podem ser referidas a meteorização dos minerais – o mais importante para a capacidade de neutralização – e o intercâmbio de Cátions no solo – medido através da Capacidade de Intercâmbio de Cátions (CIC).

Do trabalho desenvolvido no âmbito do relatório do SEI, foram assim definidas cinco classes de sensibilidade, de acordo com o tipo de solo, a saturação de base e o valor médio de CIC, tendo sido posteriormente associadas às classes de solos definidos pela FAO em 1990.

Quadro 5.2 – Classes de sensibilidade aferidas pelo SEI
(expresso em $\text{meq.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$).

1 - Mais sensível	2	3	4	5 - Menos sensível
Inferior a 25	Entre 25 e 50	Entre 50 e 100	Entre 100 e 200	Superior a 200

5.4 Aplicação do método empírico ao caso português

Para o presente trabalho foi utilizada a Carta de solos de Portugal (Atlas Digital do Ambiente), desenvolvida pelo serviço de Reconhecimento e Desenvolvimento Agrário, em 1971, contendo informação sobre as Unidades Pedológicas encontradas no território nacional (Figura 5.1).

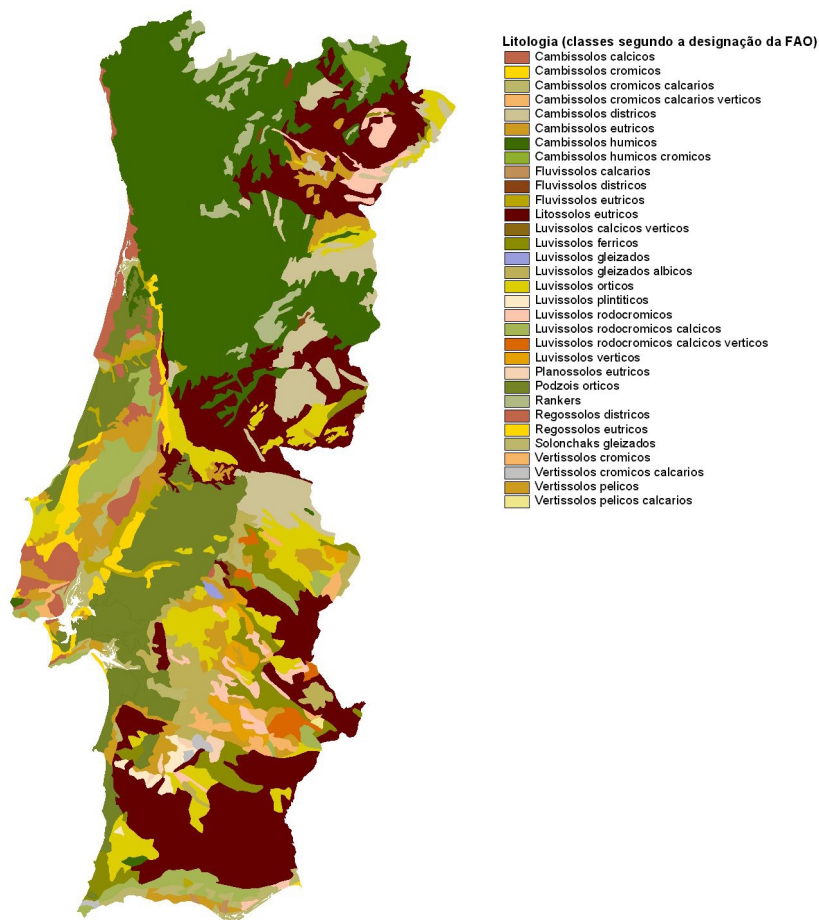


Figura 5.1 – Carta de Solos de Portugal Continental
(fonte: Atlas Digital do Ambiente, DGA).

Essas unidades foram definidas de acordo com o esquema da FAO para a Carta dos Solos da Europa, tendo sido aplicado mesmo antes de a FAO ter acabado a sua primeira versão, datada de 1974.

Tendo o SEI ajustado as classes de sensibilidade relativas à classificação de 1990 para a classificação de 1974, procedeu-se à classificação da carta de solos de acordo com o Quadro 5.2.

Quadro 5.3 – Tipos de solo (FAO) existentes em Portugal Continental e classes de sensibilidade.

Código	Tipo de solo	Classe	Código	Tipo de solo	Classe
B	Cambissolos	5	Lo	Luvisolos órticos	5
Bc	Cambissolos crómicos	5	Lp	Luvisolos plínticos	1
Bd	Cambissolos dístricos	1	Lv	Luvisolos verticos	5
Be	Cambissolos eutrícos	5	P	Podzóis	1

Código	Tipo de solo	Classe	Código	Tipo de solo	Classe
Bh	Cambissolos húmicos	2	Po	Podzois órticos	1
Bk	Cambissolos cálcicos	5	R	Regossolos	4
I	Litossolos	0	Rd	Regossolos dístricos	1
J	Fluvisolos	4	Re	Regossolos eutrícos	5
Jc	Fluvisolos calcários	5	U	Rankers	1
Jd	Fluvisolos dístricos	4	V	Vertissolos	5
Je	Fluvisolos eutrícos	5	Vc	Vertissolos crómicos	5
L	Luvissolos	4	Vp	Vertissolos pélicos	5
Lc	Luvissolos rodocrómicos	5	W	Planossolos	5
Lf	Luvissolos férricos	1	We	Planossolos eutrícos	4
Lg	Luvissolos gleizados	4	Z	Solonchaks	5
Lk	Luvissolos cálcicos	5			

Chama-se a atenção para a classe **Litossolos**, a qual aparece classificada com **0**. Este valor indica-nos que não existem dados para esta classe, na medida em que a classificação de Litossolos se refere apenas a solos rochosos finos, não dando qualquer indicação sobre a mineralogia presente.

Representando estes solos cerca de 21% do território nacional (ver Figura 5.1 e Quadro 5.4), houve a necessidade de os classificar, pelo que foi feito um contacto com os autores do referido trabalho. Após esse contacto, e na falta de outros estudos, optou-se pela aplicação do Princípio da Precaução. Assim, tendo por base o facto de este tipo de solos ser caracterizado por uma pequena espessura, não devendo ter uma grande capacidade de resposta à deposição ácida (Cinderby, 1998), os solos do tipo **Litossolos** foram definidos como classe 1 (mais sensível). Como suporte a esta decisão pode ser referido o caso da Noruega, onde solos deste tipo têm sofrido uma forte acidificação (Cinderby, 1998).

Da classificação atingida resulta o mapa de cargas críticas apresentado na Figura 5.2. Este mapa mostra claramente que cerca de 70% do território nacional se encontra nas áreas consideradas mais sensíveis (Quadro 5.4).

Quadro 5.4 – Áreas por níveis críticos

Níveis críticos	Área (km2)	%			
0	18.960	22%	}	}	
1	19.777	22%			
2	22.456	25%			
3	336	0%	}		
4	2.652	3%			
5	24.408	28%			
Total	88.589	100%			

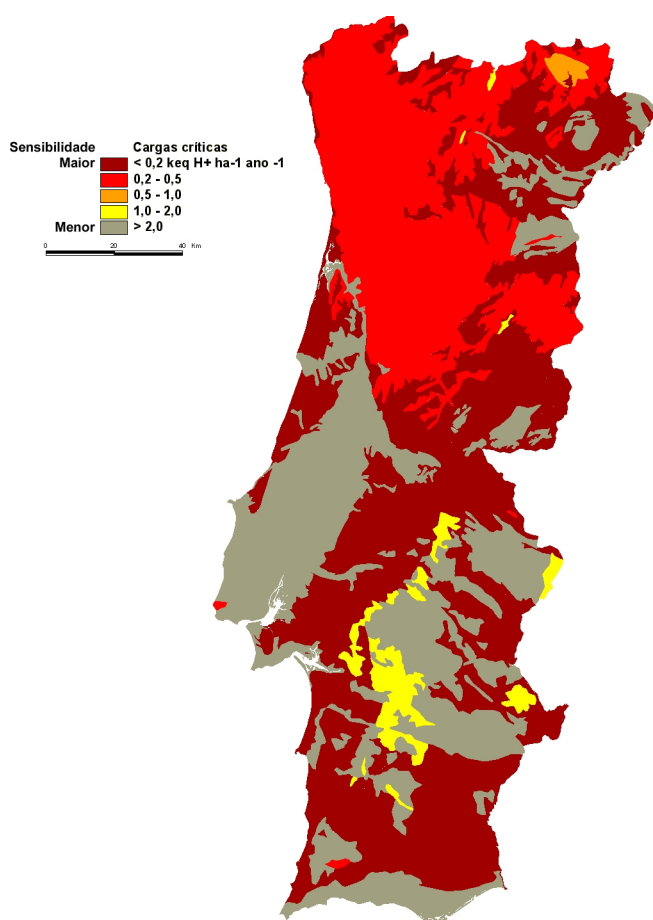


Figura 5.2 – Carta de Cargas Críticas para Portugal Continental.

Capítulo 6

6 Conclusões

Este estudo apresenta o trabalho desenvolvido na parametrização da resistência de superfície do módulo de deposição de um sistema de modelos, vocacionado para a previsão do transporte, dispersão, transformação e remoção de poluentes atmosféricos. A deposição de poluentes atmosféricos tem um papel importante na aplicação da metodologia de cargas críticas sendo necessária a sua estimativa para o conhecimento das cargas de deposição. A estimativa das cargas críticas efectuada para o país constitui um contributo inovador e necessário para o avanço da aplicação desta metodologia a qual contribui para um desenvolvimento sustentável com o estabelecimento de cargas de deposição abaixo dos limites críticos.

Para se proceder à parametrização efectuada, foi necessário fazer um estudo dos processos de deposição, das suas técnicas de medição e dos modelos usados em modelação para a sua representação. Este foi complementado com uma pesquisa do conhecimento actual nomeadamente ao nível das ferramentas numéricas usadas para a estimativa de deposição. A aplicação prática do sistema de modelos exigiu também a compreensão dos mecanismos numéricos e das suas especificidades. Paralelamente, procurou-se compreender os processos inerentes à química atmosférica dos compostos acidificantes e do ozono troposférico, poluente usado na parametrização do módulo de deposição.

De forma a integrar a deposição no conceito de cargas críticas, foi necessário enquadrar esta metodologia com uma revisão dos conhecimentos actuais. Desta forma, após a definição do conceito de cargas/níveis apresentou-se um esquema sequencial de aplicação de limites críticos bem como as várias metodologias em uso para a sua estimativa. A importância da deposição neste conceito foi também discutida quer ao nível da estratégia de redução de emissões quer ao nível do conhecimento dos efeitos da deposição atmosférica nos ecossistemas.

A estimativa da deposição atmosférica pelo sistema MAR IV foi aplicada à região de Lisboa onde se procedeu à realização de uma campanha experimental em Julho de 1997. Os dados obtidos nesse trabalho de campo permitiram a análise dos resultados obtidos com medições efectuadas em estações meteorológicas, de qualidade e deposição.

Globalmente, verifica-se que o modelo simula de forma consistente os padrões de circulação atmosférica, facto confirmado pela análise de erro efectuada. Os resultados das simulações evidenciam a importância das circulações de mesoscala na região de Lisboa, onde se conjugam efeitos orográficos importantes. Embora para o dia em estudo, se verifique que o forte forçamento sinóptico de N/NW atenua ligeiramente a importância destas circulações.

Relativamente à distribuição das concentrações do ozono troposférico observa-se que, embora as aplicações efectuadas se encontrem dentro dos parâmetros de qualidade usualmente propostos, a aplicação com parametrização média de R_c apresenta um melhor desempenho do modelo. Os resultados obtidos nesta situação aproximam-se mais da realidade. No entanto, esta análise deverá ser ponderada pois o baixo número de estações diminui a representatividade destas no domínio em estudo. Alguns dos desvios observados em relação à modelação da fotoquímica poderão estar relacionados com a base de dados de emissões e as incertezas existentes ao nível das fontes em área e móveis.

Relativamente à estimativa dos fluxos de deposição pode considerar-se que a parametrização da resistência de superfície efectuada no módulo de deposição resulta num melhor desempenho do modelo com uma simulação dos fluxos bastante aproximada às medições efectuadas. No entanto, dado que só existe uma estação com dados de deposição será necessário efectuar mais campanhas experimentais de deposição para uma melhor análise de sensibilidade do módulo a esta parametrização.

A aplicação com melhor desempenho é a que tem o valor mínimo de R_c o que indica uma sobreavaliação da resistência atmosférica no cálculo dos fluxos de deposição o que poderá estar ligado à malha de cálculo numérico relativamente larga, aos campos de ventos e ao uso do solo. Fica assim em aberto a necessidade da avaliação da importância relativa dos seguintes processos nos mecanismos de deposição: estabilidade vertical, processos de advecção e uso do solo.

O trabalho efectuado ao nível da parametrização mostra a cooperação necessária entre as equipas de simulação numérica e as equipas que efectuam trabalho de campo nesta vertente da deposição atmosférica.

Numa perspectiva de aplicação dos limites críticos pode considerar-se que, embora a simplicidade do módulo de deposição e a necessidade de uma melhor avaliação, este pode ser útil para a aplicação com um modelo de longo termo que inclua circulações de mesoscala com a estimativa de cargas de deposição numa escala temporal passível de ser comparável com mapas de cargas críticas. Desta forma, obter-se-á informação sobre as áreas mais sensíveis à deposição atmosférica.

Com esse objectivo foi aplicado um método empírico para a estimativa de cargas críticas em Portugal continental. Após algumas considerações sobre a metodologia usada e a sua aplicação ao território nacional, descrevem-se os passos de aplicação do método empírico com o resultante mapa de cargas críticas relativas à acidificação. Este mapa, ainda que pouco rigoroso, reforça a necessidade da aplicação do conceito dos limites críticos uma vez que cerca de 70% do território nacional se encontra nas áreas mais sensíveis.

A continuidade deste estudo fica em aberto com a possibilidade de aplicação de novas parametrizações no módulo de deposição bem como a necessidade de mais dados experimentais para uma melhor avaliação da parametrização da resistência de superfície aqui efectuada. A integração da deposição no conceito de cargas críticas possibilita também novos desenvolvimentos nesta perspetiva. Fica também em aberto a estimativa de cargas críticas por uma metodologia de balanço mássico, a qual permite a obtenção de resultados com menores incertezas associadas.

Referências Bibliográficas

AMES, J., HAYES, S. R., MYERS, T. C. and WHITNEY, D. C. (1985) SAI Airshed Model Operation Manuals. Volume II - System's Manual. EPA report nrs. EPA-600/8-85-007b.

BALDOCCHI, D. D., HICKS, B. B. and MEYERS, T. P. (1988) Measuring biosphere-atmosphere exchange of biologically related gases with micrometeorological methods, *Ecology*, **69 (5)**, 1331-1340.

BARROS, N. (1999) Poluição atmosférica por foto-oxidantes: o ozono troposférico na região de Lisboa. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Doutor em Ciências aplicadas ao Ambiente.

BORREGO, C. (1996): Atmospheric pollution in coastal zones: mesoscale modelling applied to air quality studies. *Air Pollution IV, Monitoring, Simulation and Control*, eds. B. Caussade, H. Power and C.A. Brebbia, Computational Mechanics Publ., p. 59-69.

BORREGO, C. (1996): Integrated coastal zone strategy: Need for a more quantitative approach. *Coastal Environment 96*, eds. A. J. Ferrant and C.A. Brebbia, Computational Mechanics Publ., p. 23-32.

BORREGO, C., BARROS, N., LOPES, M., CONCEIÇÃO, M., VALINHAS, M. J., TCHEPEL, O., COUTINHO, M. and LEMOS, S. (1998 a): Data collection for mesoscale models validation: experimental field campaign. EUROTRAC-2 Symposium 98, 23-27 Março, Garmisch-Partenkirchen, Alemanha. pp. 4.

BORREGO, C., VALINHAS, M. J. e BARROS, N. (1998 b) As circulações atmosféricas e a produção fotoquímica na região de Lisboa. Relatório final (projecto JNICT/DGA PEAM/P/AMA/603/95), AMB - QA - 02/98, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, pp. 33.

BORREGO, C., BARROS, N., MIRANDA, A. I., CARVALHO, A. C., VALINHAS, M. J.. (1998c) Validation of two photochemical numerical systems under complex mesoscale circulations. 23rd NATO/CCMS International Meeting on Air Pollution Modelling and its Application, September 28-October 2, Varna, Bulgaria, p 411-418.

BORREGO, C., BARROS, N., VALINHAS, M. J., PIO, C., COELHO, C., ROCHA, A., ORGAZ, M., MIRANDA, P., ABREU, F., CARVALHO, R. e AFONSO, A. (1999) Ambiente Atmosférico em Zonas Costeiras (AMAZOC): Avaliação da capacidade de carga do ecossistema. Resumo Executivo e Relatório Científico final (Projecto PRAXIS/3/3.2/AMB/38/94), Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro. pp. 234.

BORREGO, C., BARROS, N., VALINHAS, M. J., CARVALHO, A. C., PIO, C. and FELICIANO, M. (2000) Improvement of dry deposition model for critical loads (levels) assessment. Global and Regional Atmospheric Modelling. Eds. G. Barone, B. J. Builthjes and G. Giunta. Istituto Universitario Navale Napoli, Annale, Facultá di Scienze Nautiche, Napoli 2000. p. 241-254.

BORREL, P., BUILTJES, P., GRENNFELT, P. and HOV, Ø., Eds. (1997) Photo – oxidants, Acidification and Tools: policy applications of EUROTRAC results. *Transport and Chemical Transformation of Pollutants in the troposphere*, Vol. 10. Springer-Verlag Berlim, pp. 216.

BULL, K. R. (1991) The critical loads/levels approach to gaseous pollutant emission control. *Environmental Pollution*, **69**. p. 105-123.

BULL, K. R. (1992) An introduction to critical loads. *Environmental Pollution*, **77**. p. 173-176.

CHAMBERLAIN, A. C. (1966) Transport of gases to and from grass and grass-like surfaces. *Proc. Roy. Soc*, Vol. **A290**, p.236-265.

CIEMAT (1996) Cálculo e cartografia de cargas críticas para España – aplicación del modelo SMB. *Colección Documentos CIEMAT* (Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas), Madrid, España.

CIESLIK, S. (1988) Dry deposition from the atmosphere to the Earth's surface. *ISPRA Courses on Meteorology and Air Pollution in the Mediterranean Area*, ISPRA. pp. 36

CINDERBY, S. et al (1998) Global Assessment of Ecosystem Sensitivity to Acidic Deposition, SEI, Estocolmo, Suécia.

COUTINHO, M. (1995) As circulações atmosféricas de mesoscala na costa portuguesa. Aplicação da teoria transiliente da turbulência. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Doutor em Ciências aplicadas ao Ambiente.

COUTINHO, M., BORREGO, C., BARROS, N. e VALINHAS, M. J. (1998) Atmospheric Field Study in the Lisbon Region. *XXIII EGS General Assembly*, 20-24 de Abril, Nice, França.

DGF (1998) 3ª Revisão do Inventário Florestal Nacional, DGF, Ministério da Agricultura, Lisboa

EEA (1999) Trends in emissions of ozone precursors. Web site: <http://warehouse.eea.eu.int/>.

ERISMAN, J. W. (1992). Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands. Ph D Thesis, Utrecht University, The Netherlands.

ERISMAN, J. W.; van PUL, A. and WYERS, P. (1993) Parametrization of dry deposition mechanisms for the quantification of atmospheric input to ecosystems. *Proceedings of Joint Workshop CEC/BIATEX of EUROTRAC*, 4-7 May 1993, Aveiro, Portugal. p. 215-234.

ERISMAN, J. W.; van PUL, A. and WYERS, P. (1994) Parametrization of surface resistance for the quantification of atmospheric deposition of acidifying pollutants and ozone. *Atmospheric Environment*, **28-16**, p. 2595-2607.

ERISMAN, J. W. and DRAAIJERS, G.P.J. (1995). Atmospheric deposition in relation to acidification and eutrophication. *Studies in Environmental Sciences*, **63**. Elsevier, pp. 405.

FERREIRA, C (1995) Actualização e desenvolvimento de uma base de dados de emissões para modelos de qualidade do ar. Relatório interno da disciplina de projecto. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.

HICKS, B. B., BALDOCCHI, D. D., MEYERS, T. P., HOSKER, R. P. and MATT, D. R. (1987) A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities. *Water, Air and Soil Pollution*, **36**, p. 311-330.

HICKS, B. B. and MATT, D. R. (1988) Combining Biology, Chemistry and Meteorology in modeling and measuring dry deposition. *Journal of Atmospheric Chemistry*, **6**, p. 117-131.

KEYSER, D. and ANTHES, R. A. (1977) The applicability of a myxed layer model of the planetary boundary layer to real-data forecasting. *Mon. Wea. Rev.*, Vol. **105**, p. 1351-1371.

KESSLER, R. C. and DOUGLAS, S.G. (1992) User's Guide to the Systems Applications Internacional Mesoscale Model, *SYSAPP-92/001*. San Rafael, California. pp. 49.

KILLUS, J. P. and WHITTEN, G. Z. (1982) A new carbon-bond mechanism for air simulation modeling. *Research Triangle Park, N.C.*, EPA report ns. EPA-600/3-82-041.

KILLUS, J. P., MEYER, J. P., DURRAN, D. R., ANDERSON, G. E., JERSKEY, T. N. and WHITTEN, G. Z. (1977) Continued research in mesoscale air pollution simulation modelling: Volume V. Refinements in numerical analysis, transport, chemistry and pollutant removal. *EF77-142 Systems Applications, Incorporated*.

OWEN, P. R. and THOMPSON, W. R. (1963) Heat transfer across rough surfaces. *J. Fluid. Mech.*, Vol. **15**, p. 321-334.

PADRO, J., NEUMANN, H. H. and HARTOG G. den (1992) Modeled and observed dry deposition velocity of O₃ above a deciduous forest in Winter. *Atmospheric Environment*, **26A**. p. 775-784.

PIELKE, R. A. (1974) A three-dimensional numerical model of the sea breeze over South Florida. *Mon. Wea. Rev.*, Vol. **102**, p. 115-139.

PIELKE, R. A. (1984) Mesoscale Meteorological Modelling. Academic Press, Inc., London.

PIO, C. e FELICIANO, M. (1996) Surface Resistance Emergency Measurement Program (SREMP). CE contract Nº EV5V-CT93-316. Final report. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.

PIO, C. e FELICIANO, M. (1998) Quantification of pollutant dry deposition fluxes over Mediterranean type ecosystems (MEDFLUX). CE contract Nº ENV4-CT95-34. Final scientific report. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, pp.77

SEINFELD, J. H., PANDIS, S. N. (1998) Atmospheric chemistry and physics – From air pollution to climate change. John Wiley & Sons, Inc, New York.

SIVERTSEN B. (1991) Development of air quality indicators. WHO/OECD Workshop on *Air Quality Guidelines for Control Strategies in Western and Northern Europe*, Paris, 2-5 Julho, 1992.

SLANINA, J., ANGELETI, G. and BEILKE, S., editors (1993) Proceedings of *Joint Workshop CEC/BIATEX of EUROTRAC*, 4-7 May 1993, Aveiro, Portugal.

STULL, R. (1988) An introduction to boundary-layer meteorology. Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers.

UBA (1996). Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and where they are exceeded. UNECE CLRTAP. Doc. 71/96, Berlin.

UNECE (1989) Critical loads mapping manual. UNECE workshop report, Bad Harzburg, FRG, November 1989.

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe), (1995) Calculation and mapping of critical thresholds in Europe - Status Report 1995 - Coordination Center for Effects. Ed. Posch, M., de Smet, P.A.M., Hettelingh, J.-P., Downing, R., RIVM Report No. 259101004.

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe), (1997) Calculation and mapping of critical thresholds in Europe - Status Report 1997 - Coordination Center for Effects. Ed. Posch, M., Hettelingh, de Smet, P.A.M. and J.-P., Downing, R., RIVM Report No. 259101007.

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe), (1999) Protocol to abate Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone. Web site: <http://www.unece.org/env/lrtap>

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1990) User's guide for the Urban Airshed Model. *Research Triangle Park, N.C.: Office of Air Quality Planning and Standards*; EPA report nrs. EPA-450/4-90-007A.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1991) Guideline for regulatory application of the Urban Airshed Model. *Research Triangle Park, N.C.: Office of Air Quality Planning and Standards*; EPA report nrs. EPA-450/4-91-013.

RGAR - UK Review Group on Acid Rain (1990). Acid deposition in the United Kingdom 1986 - 1988. The Review Group on Acid Rain. London. Web site: <http://www.aeat.co.uk/netcen/airqual/aciddep>

VALADAS, B. e GOIS, V. (1994) Inventário nacional de emissões atmosféricas – CORINAIR 90 Portugal. Direcção Geral do Ambiente.

VALINHAS, M. J., BARROS, N., CARVALHO, A. C. e BORREGO, C. (1999) Avaliação de cargas críticas como instrumento de gestão de qualidade do ar. 6ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, 20 a 22 de Outubro, Lisboa, pp. 861-865.

WHITEN, G. Z. (1990) The atmospheric chemistry of ozone formation. *Systems Applications, Inc.*, SYSAPP-90/013.

Anexos

Anexo A

Carta sinóptica de 9 de Julho de 1997

Anexo B

Campos de concentração de Ozono

Anexo C

Comparação de medições

Anexo A

Carta sinóptica

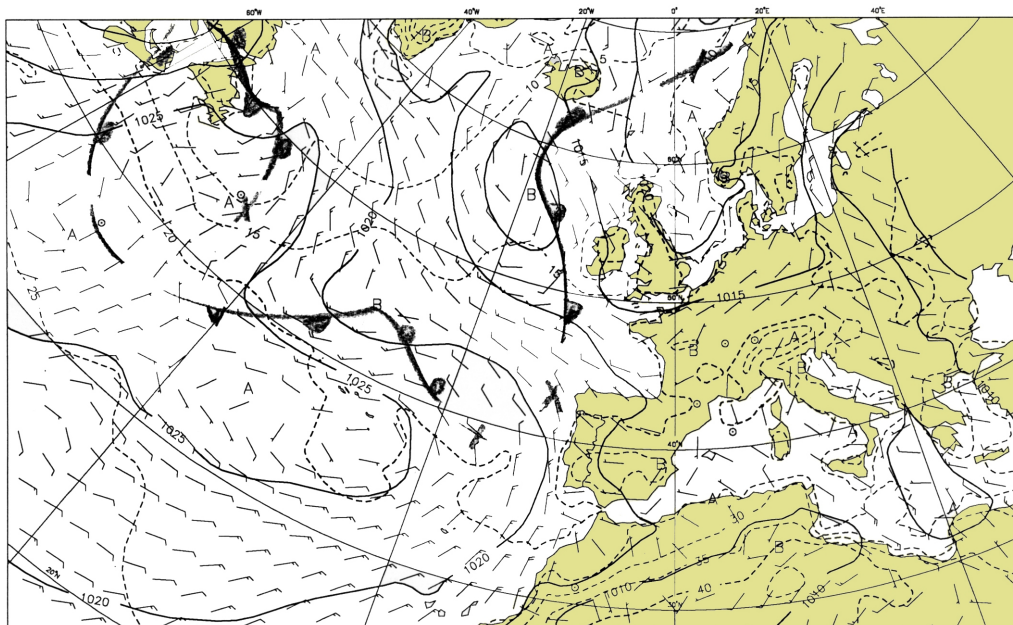


Figura A.1 – Condições sinópticas às 12 horas do dia 9 de Julho de 1997 (adaptado de IM, 1997).

Anexo B

Campos de concentração de Ozono

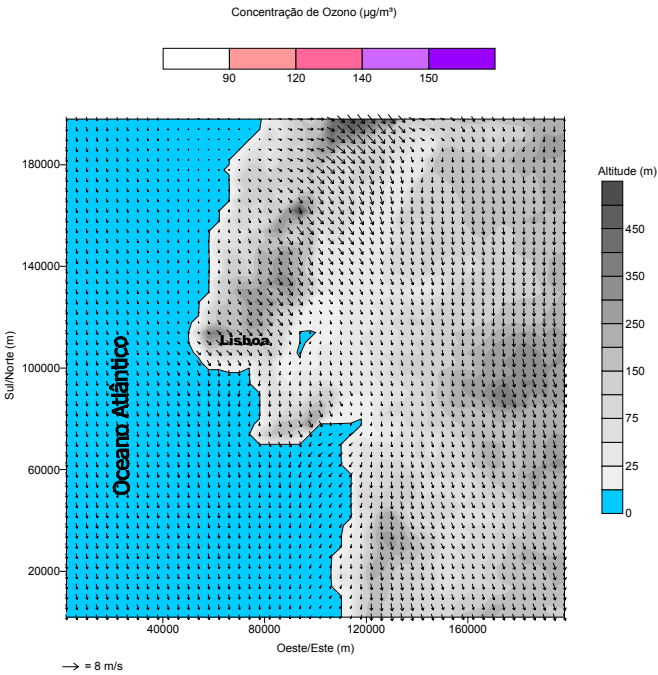


Figura B.1 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 9 horas para a aplicação base.

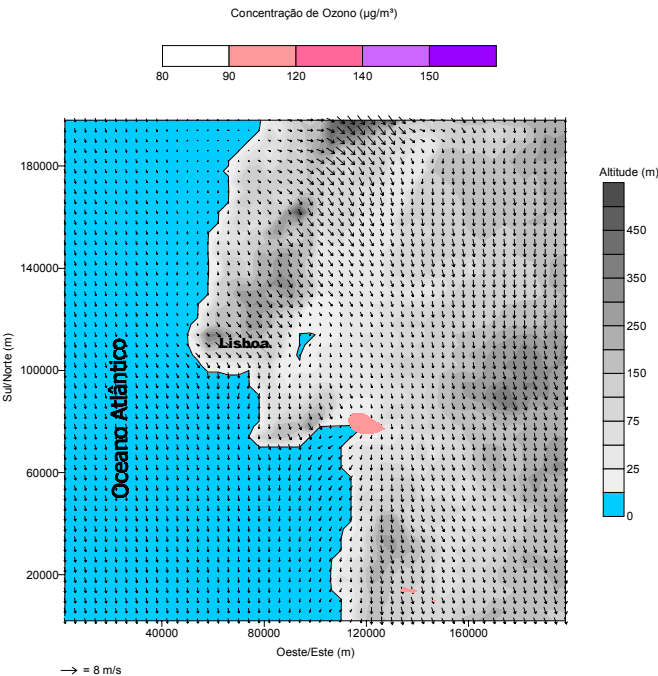


Figura B.2 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 9 horas e com valor médio de R_c .

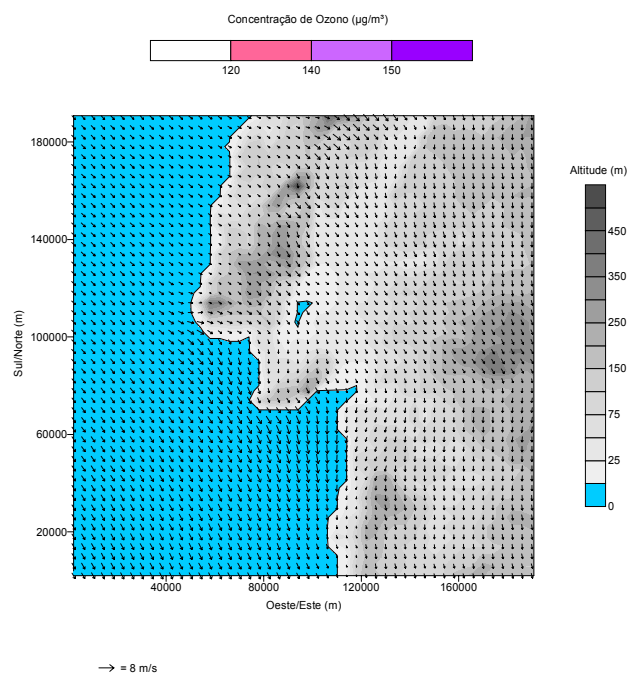


Figura B.3 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 21 horas para a aplicação base.

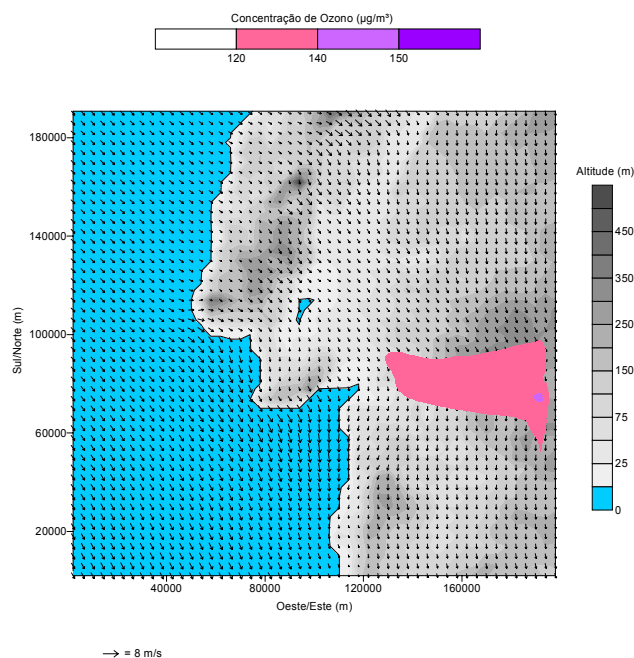


Figura B.4 – Campo de concentrações de ozono ($\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$) e de ventos a 10 m às 21 horas para a aplicação com valor médio de R_c .

Anexo C

Comparação de medições

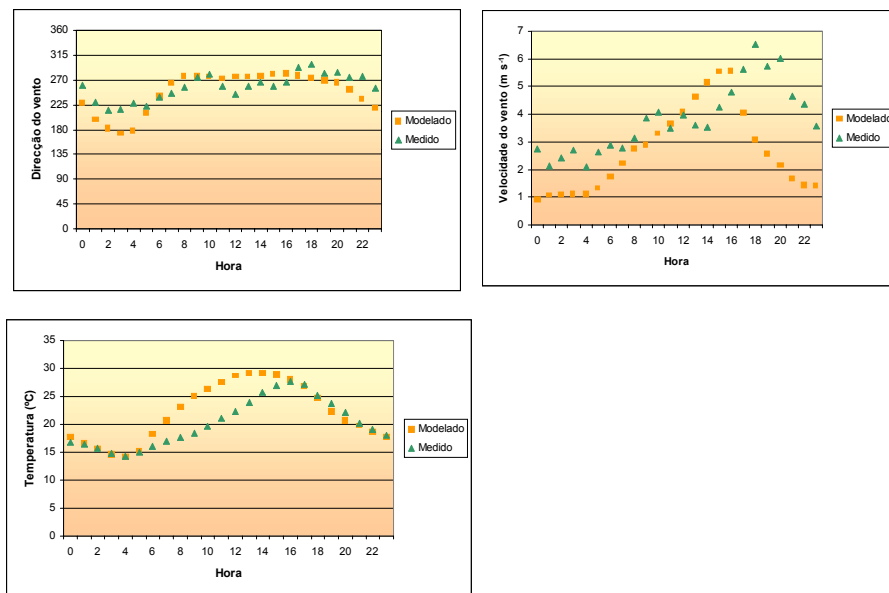


Figura C.1 – Valores de direcção do vento, velocidade do vento e temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos no Pego em 9 de Julho de 1997.

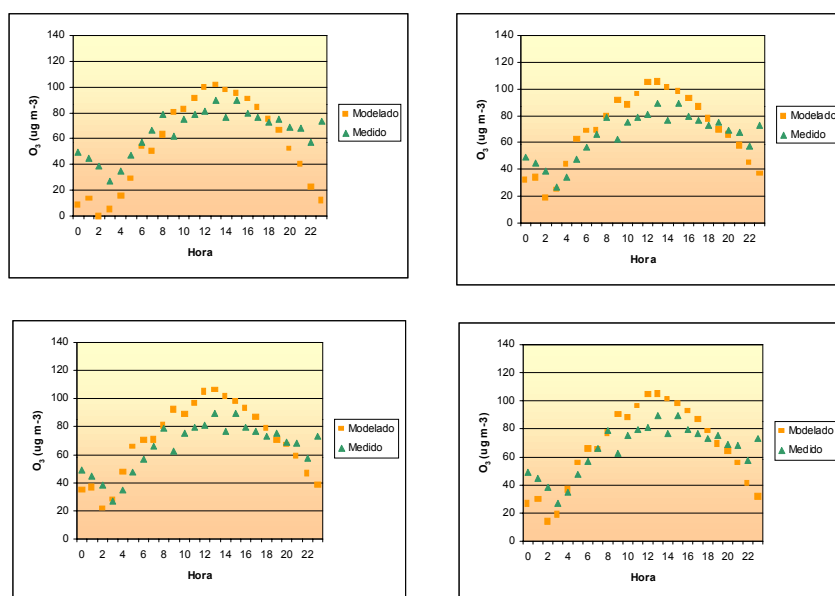


Figura C.2- Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos no Pego em 9 de Julho de 1997. No sentido dos ponteiros do relógio: aplicação base; aplicação com valor médio de R_c ; aplicação com valor mínimo de R_c e aplicação com valor máximo de R_c .

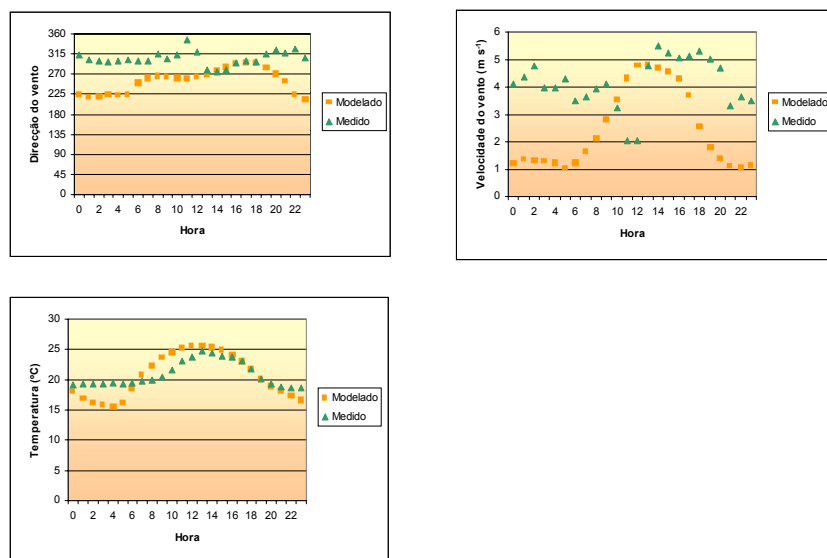
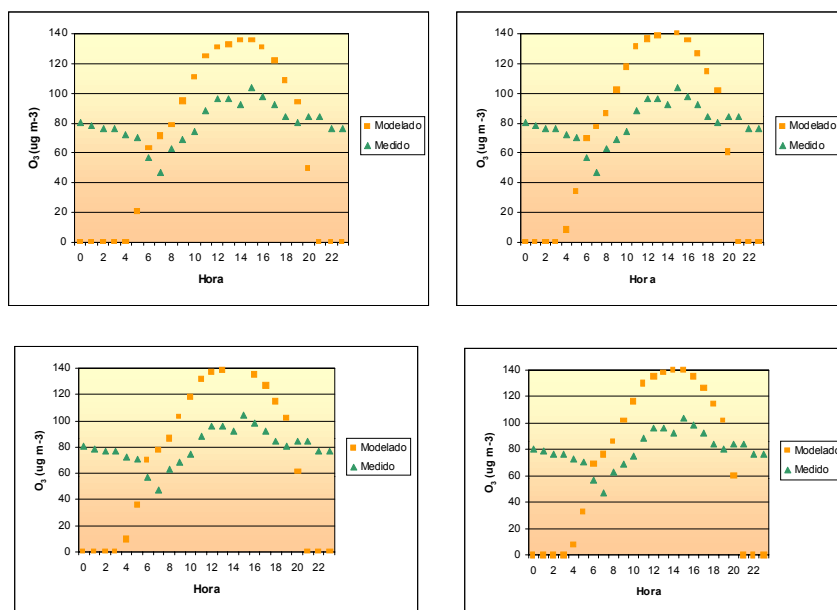


Figura C.3– Valores de direcção do vento, velocidade do vento e temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Lavradio em 9 de Julho de 1997.

Figura C.4- Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos



na estação de Hospital Velho em 9 de Julho de 1997. No sentido dos ponteiros do relógio: aplicação base; aplicação com valor médio de R_c ; aplicação com valor mínimo de R_c e aplicação com valor máximo de R_c .

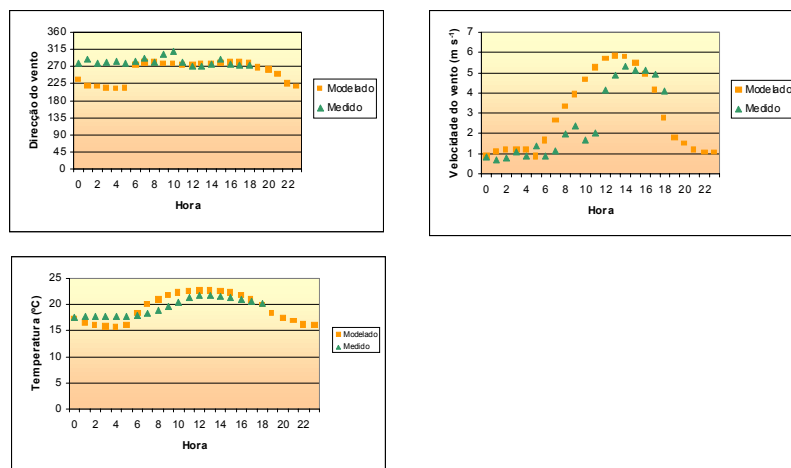


Figura C.5 - Valores de direcção do vento, velocidade do vento e temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos na Herdade da Mesquita em 9 de Julho de 1997.

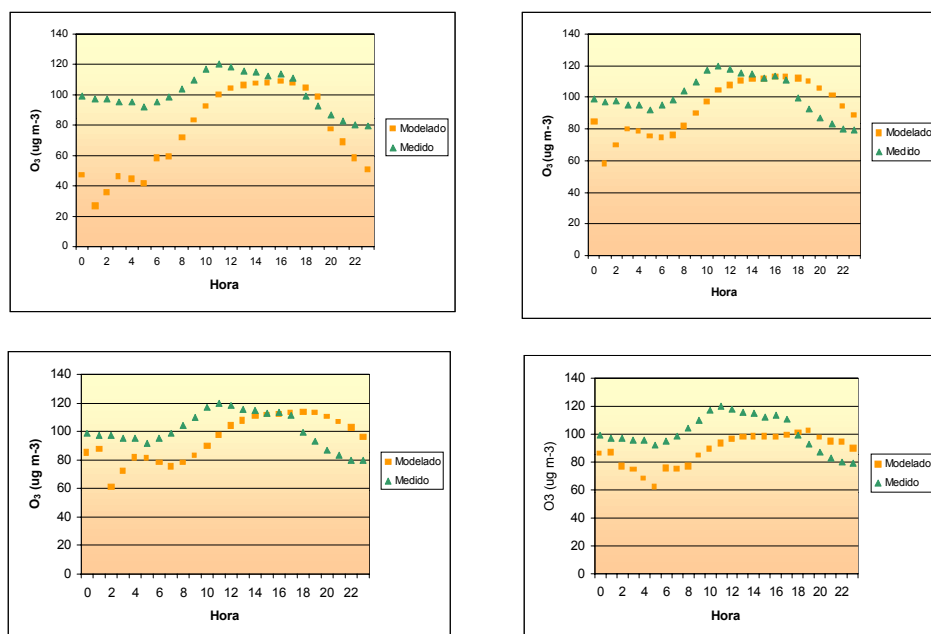


Figura C.6- Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos na Herdade da Mesquita em 9 de Julho de 1997 na estação da. No sentido dos ponteiros do relógio: aplicação base; aplicação com valor médio de R_c ; aplicação com valor mínimo de R_c e aplicação com valor máximo de R_c .

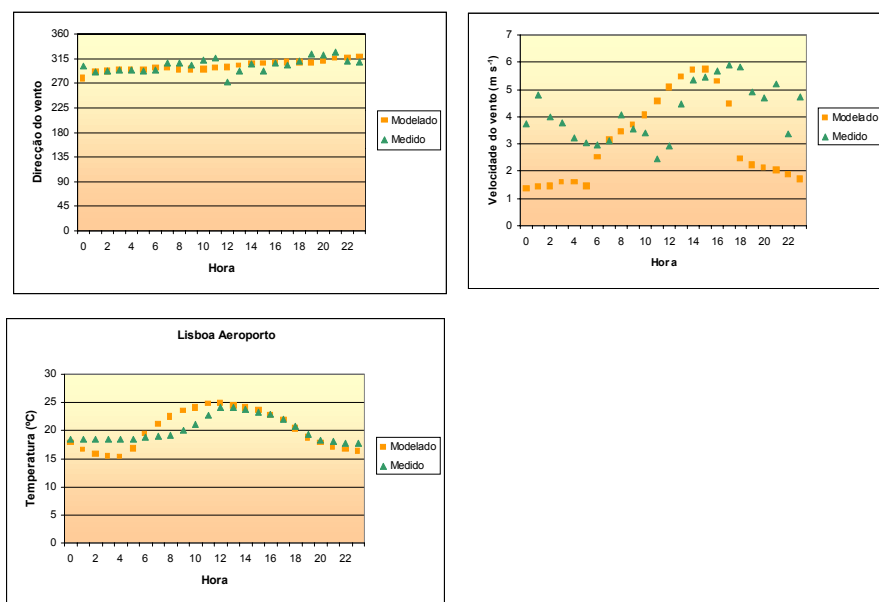


Figura C.7– Valores de direcção do vento, velocidade do vento e temperatura calculados com o sistema MAR comparados com valores medidos em Lisboa - Aeroporto em 9 de Julho de 1997.

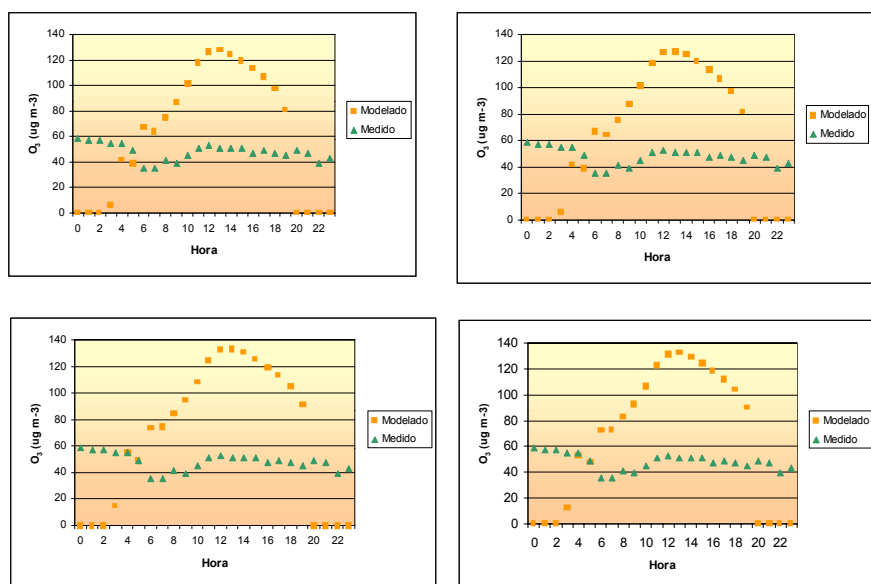


Figura C.8- Valores de concentração de ozono calculados com o modelo UAM e medidos na Rua do Século em 9 de Julho de 1997. No sentido dos ponteiros do relógio: aplicação base; aplicação com valor médio de R_c ; aplicação com valor de R_c mínimo e aplicação com valor máximo de R_c .